



Laboratoire d'Economie Appliquée de Grenoble

INSTRUMENTS THEORIQUES DE REGULATION ENVIRONNEMENTALE :

AU-DELA DE LA SUBSTITUABILITE ENTRE LES INSTRUMENTS ET DE L'EFFICACITE ECONOMIQUE COMME SEUL CRITERE DE CHOIX ?

SAULNIER Jérôme

Document de travail GAEL ; 2007-15

- Décembre 2007 -



Institut National de la Recherche Agronomique - Université Pierre Mendès France
Unité Mixte de Recherche 1215
Domaine Universitaire - BP 47 - 38040 GRENOBLE Cedex 9
Tél. : 33 (0) 4 76 82 54 39 - Fax : 33 (0) 4 76 82 54 55
E-mail : vertier@grenoble.inra.fr - <http://www.grenoble.inra.fr>



Instruments théoriques de régulation environnementale.

Au-delà de la substituabilité entre les instruments et de l'efficacité économique
comme seul critère de choix?

Jérôme SAULNIER*

**Working Paper GAEL
2007**

*INRA – Grenoble Applied Economics Laboratory (GAEL), Université Pierre Mendès-France, Grenoble II.

Mots-clé : régulation, externalités, environnement, émissions, permis négociables, taxe, subvention, norme.

JEL codes : Q5. H23. Q58.

RESUME.

Le recours aux instruments économiques de régulation environnementale est désormais largement mis en avant comme un moyen de corriger les effets négatifs d'externalités telles que le rejet d'émissions polluantes. Les travaux récents sur la question du choix entre les instruments font toutefois apparaître que la combinaison des instruments peut être un moyen de corriger certains problèmes généralement associés au recours à un seul type d'instrument. En outre, certaines études mettent en avant le contexte dans lequel se déroule la régulation comme un facteur limitant à la pleine réalisation de l'efficacité théorique potentielle de chaque instrument. Dans cet article, nous revenons sur ces questions en analysant, dans un cadre d'équilibre partiel, les propriétés d'efficacité théoriques des instruments de régulation que sont la norme, la taxe, la subvention, et les permis négociables. D'une part, nous confirmons que la combinaison des instruments est bien un moyen efficace de parvenir à la réduction des émissions souhaitée et qu'elle réduit le risque d'erreur du régulateur, celui-ci ayant plusieurs leviers à sa disposition pour éventuellement corriger son action. D'autre part, l'abandon progressif des hypothèses du cadre strict du modèle de régulation à l'optimum nous amène à considérer des critères additionnels de choix entre les instruments. Nous constatons notamment que le régulateur est contraint de composer avec les intérêts le plus souvent contradictoires des agents. Nous concluons, confirmant en cela les résultats existants dans la littérature, que, au-delà des seuls critères théoriques d'efficacité économique et environnementale, la comparaison entre différents instruments nécessite pour être conclue, d'intégrer le contexte empirique de leur déploiement.

SUMMARY.

In the recent period, interest in the implementation of economic instruments for environmental protection has gathered substantial momentum. The recent literature points however at the combination of instruments as a way of correcting some of the limits generally associated with the use of a single instrument. Moreover, some studies emphasize that the general theoretical properties of an instrument are not always sufficient to ensure its full effectiveness in practice. In this paper we analyse the stake and economic potential of adopting an instrument or a combination of instruments. Under a partial equilibrium setting, we start by reviewing the theoretical properties of the main instruments of regulation, namely standards, taxes, subsidies and tradable permits and their combination. Then, the analytical framework is extended to take into account uncertainty, imperfect information, technical change and heterogeneity in the sources of emissions. On the one hand, our analysis confirms that combining instruments could be an efficient way of reducing emissions and that it substantially reduces the risk of error by the regulator. On the other hand, when the hypotheses in the model of optimal regulation are abandoned, the choice of one instrument preferably to others becomes difficult. Apart from the theoretical economic and environmental efficiency, many additional criteria become relevant and they complicate the regulation. In particular, the conflicting interests of some agents have to be taken into account. We conclude, confirming the results of the literature, that a complete and meaningful comparison between two instruments could only be made when considering the full empirical context in which these instruments will be applied.

1. Introduction.

Le problème, dans une économie en présence d'externalités négatives comme l'émission de substances dans l'environnement, est que le système de prix ne reflète plus la valeur sociale des biens et la maximisation conduit à des niveaux d'émissions excessifs. Pour la société dans son ensemble il faut alors rechercher une modification des signaux adressés aux agents, de telle sorte que le système de prix intègre le coût social des rejets et que l'équilibre concurrentiel qui en résulte corresponde à une allocation efficace des ressources. La question, pour un régulateur dont l'objectif est la maximisation du bien-être social, consiste alors à déterminer à quel niveau cette réduction doit s'opérer et par quels moyens. La théorie économique apporte des éclaircissements sur ces sujets et permet justement d'analyser la capacité des différents instruments à répondre à ce problème.

Dans cet article, nous revenons sur ces questions et nous présentons les différents instruments théoriques existants et la façon dont ils fonctionnent avant d'en évaluer l'efficacité. Nous limitons l'analyse aux instruments dont l'action porte sur les émissions mêmes et, en particulier, nous considérons les quatre instruments que sont la norme d'émission, la taxe sur les émissions, la subvention à la réduction des émissions et les permis d'émission négociables¹. Nous nous intéressons également, lorsque l'on dépasse le cadre du modèle de régulation théorique, aux différents critères qui entrent en ligne de compte dans le choix d'un instrument par le régulateur. Les avantages respectifs des instruments sont notamment analysés en tenant compte de l'ensemble de ces facteurs. Pour simplifier les modèles, nous avons choisi de ne pas différencier les sources en fonction de leur nature. Nous considérons donc seulement des sources d'émission de type ponctuel. En outre, nous admettons qu'il n'y a qu'un seul type de substance dont les quantités d'émissions peuvent être considérées comme assimilables et uniformément réparties. Les dommages causés à l'environnement ne dépendent donc pas de la localisation géographique des sources et ne se prolongent pas dans le temps. Nous supposons également qu'il existe un récepteur unique, et que l'ensemble des rejets des sources atteint ce récepteur sans pertes et est mesurable.

Dans la première partie, dans une situation théorique de concurrence et d'information parfaite, nous décrivons comment l'objectif correspondant au niveau socialement optimal d'émission est fixé et ce que celui-ci implique en terme de régulation. Ensuite, nous nous intéressons au fonctionnement des différents instruments de régulation. Nous cherchons notamment à déterminer s'ils répondent aux critères d'efficacité économique en terme de moindre coût de réduction des émissions. Dans la seconde partie, nous examinons si, en situation d'incertitude, certains instruments n'offrent pas des gains de bien-être supérieurs et si la combinaison d'instruments ne permet pas une solution plus efficace. Pour finir, les limites du modèle théorique sont mises en avant et les conséquences en terme de choix entre les instruments sont présentées.

¹ Pour une analyse économique sur d'autres types d'instruments voir Opschoor et Vos (1989) et pour des extensions possibles du modèle et d'autres approches voir entre autres : Baumol et Oates (1988), Xepapadeas (1997), Bovenberg et Goulder (2002) et Conrad (2002).

2. Les instruments de régulation en théorie.

La présentation synthétique que nous utilisons tout au long de cette section permet d'illustrer la plupart des phénomènes économiques fondamentaux liés à l'inefficacité d'une économie en présence d'émissions. Nous supposons que les émissions peuvent être mesurées et contrôlées sans coût et l'analyse se fait dans un cadre de concurrence et d'information parfaites. En particulier, les dommages éventuels et les coûts de réduction des émissions ont besoin d'être évalués monétairement pour être pris en compte dans l'analyse économique. Nous ne revenons pas pour l'instant sur le débat qui entoure ces évaluations et nous faisons donc simplement l'hypothèse que cette évaluation est possible et disponible sans coût. Les autres hypothèses générales retenues sont des hypothèses courantes de la littérature.

2.1. Régulation d'une économie en présence d'émissions: l'approche traditionnelle par la réglementation.

Nous développons tout d'abord ici le modèle associé au problème que pose la présence d'émissions dans une économie en situation de concurrence et d'information parfaites. Nous revenons ensuite sur les implications du modèle et plus particulièrement sur la nécessité de la régulation et sur la pertinence des objectifs. Nous terminons en analysant comment l'approche la plus utilisée en pratique, à savoir la réglementation par la norme d'émission fonctionne et comment elle permet d'atteindre un objectif environnemental donné.

2.1.1. Le modèle de base : inefficacité d'une économie en présence d'émissions.

Formellement, en considérant n sources, soit e_i la quantité totale d'émissions que rejette la source i si elle ne prend pas de mesures pour contrôler ses émissions, et soit r_i la quantité d'émissions réduite par la source i , la quantité d'émission totale E mesurée au récepteur considéré s'écrit :

$$E = \sum_{i=1}^n (e_i - r_i) \quad (1)$$

Avec la quantité totale de réduction d'émissions R correspondante :

$$R = \sum_{i=1}^n r_i \quad (2)$$

Supposons que toute réduction d'émission soit coûteuse. Le coût total d'épuration pour chaque source i est représenté par une fonction croissante et convexe de la quantité d'émissions réduite. Nous avons :

$$C_i = C_i(r_i) \quad \text{pour } i = 1, \dots, n \quad (3)$$

Avec $\partial C_i / \partial r_i > 0$

La courbe de coût marginal de réduction des émissions est aussi une fonction croissante de la quantité réduite², ce qui correspond à :

$$\partial^2 C_i / \partial^2 r_i > 0 \quad \text{Pour } i = 1, \dots, n \quad (4)$$

En effet, plus l'effort de réduction est important, plus le coût marginal, c'est-à-dire le coût de la réduction des émissions d'une unité supplémentaire, augmente. Cela peut s'expliquer par le fait que, pour réduire davantage leurs émissions, les sources qui en sont à l'origine devront par exemple avoir recours à des techniques plus perfectionnées et plus coûteuses. Du point de vue de la société en revanche, nous supposons que toute réduction des émissions entraîne un bénéfice. Il peut s'agir par exemple d'une réduction de la mortalité de certaines espèces piscicoles ou de l'amélioration de la qualité des eaux de baignade. Le bénéfice social total associé à la réduction des émissions est décrit par une fonction croissante et convexe de la quantité réduite :

$$\begin{aligned} SAB &= SAB(R) \\ \text{avec } \partial SAB / \partial R &> 0 \end{aligned} \quad (5)$$

La courbe de bénéfice marginal de réduction des émissions est une fonction décroissante de la quantité réduite³ ce qui correspond à l'hypothèse :

$$\partial^2 SAB / \partial^2 R < 0 \quad (6)$$

Par analogie avec ce qui a été dit précédemment pour le coût marginal, cette hypothèse rend compte ici du fait que plus l'eau est propre moins le bénéfice d'une "unité" supplémentaire de réduction des émissions est important. Finalement, le problème d'optimisation pour la société s'écrit :

$$\underset{(r_1, \dots, r_n) \geq 0}{\text{Max}} \left[SAB(R) - \sum_{i=1}^n C_i(r_i) \right] \text{ sous la contrainte } R = \sum_{i=1}^n r_i \quad (7)$$

En utilisant le Lagrangien L , ce problème devient :

$$\text{Max } L = \underset{(r_1, \dots, r_n) \geq 0}{\text{Max}} \left[SAB(R) - \sum_{i=1}^n C_i(r_i) \right] - \lambda * \left[R - \sum_{i=1}^n r_i \right] \quad (8)$$

Où λ représente le prix implicite d'une unité d'émission, c'est-à-dire le coût marginal pour la société dans son ensemble d'une unité supplémentaire d'émission. Les conditions de premier ordre de la résolution sont :

² C'est-à-dire par symétrie, une fonction décroissante de la quantité d'émission.

³ Ou par symétrie une fonction croissante de la quantité d'émission. Cette courbe est parfois remplacée par celle de dommage marginal dans certaines analyses. L'équivalence entre les deux est assez simple à comprendre, l'évaluation de la réduction des dommages causés par les émissions correspondant par analogie à celle des bénéfices de cette réduction.

$$\frac{\partial L}{\partial r_i} = -\frac{\partial C_i}{\partial r_i} + \lambda = 0 \text{ et } \frac{\partial L}{\partial R} = \frac{\partial SAB}{\partial R} - \lambda = 0 \quad (9)$$

Avec $\partial C_i / \partial r_i = Mac_i$ c'est-à-dire le coût marginal de réduction des émissions pour la source i et avec $\partial SAB / \partial R = Msab$ c'est-à-dire le bénéfice social marginal de la réduction des émissions, le résultat final à l'équilibre s'écrit :

$$Mac_i = Msab = \lambda \quad \text{pour tout } i \quad (10)$$

Le coût marginal de réduction des émissions est identique pour toutes les sources, égal au bénéfice social marginal de cette réduction et égal au prix d'une unité d'émission. Il s'agit de la condition générale qui caractérise l'optimum de Pareto pour ce problème. Le coût total de réduction des émissions d'une quantité donnée est minimum lorsque les coûts marginaux de réduction sont égaux entre toutes les sources. C'est un premier résultat essentiel qui va nous permettre dans la suite de ce travail de comparer les instruments de régulation environnementale du point de vue de leur efficacité économique. Voyons maintenant plus précisément ce qui peut se passer au niveau de chaque source individuelle. Supposons que la courbe de coût total de réduction des émissions soit simplement de la forme ⁴:

$$C_i = C_i(r_i) = \alpha_i r_i^2 \quad (11)$$

Où α_i représente le coût total par unité d'émission réduite. De manière générale, en pratique, cette réduction d'émission s'opérera soit à travers une diminution de production soit à travers une augmentation de l'effort d'épuration, par exemple en adoptant des techniques plus propres, soit enfin à travers la combinaison des deux stratégies lorsque cela est possible⁵. Pour chaque source la quantité de réduction d'émissions peut alors être décrite comme une fonction décroissante des niveaux de production y_i et croissante des efforts de réduction des émissions a_i .

$$r_i = r_i(y_i, a_i) \quad \text{pour } i = 1, \dots, n \quad (12)$$

$$\text{Avec } \partial r_i / \partial y_i < 0$$

$$\text{Et } \partial r_i / \partial a_i > 0$$

Chaque source détermine ensuite quelle est la combinaison de solutions la moins coûteuse pour parvenir à réduire ses émissions de la quantité qu'elle souhaite. Comme les

⁴ Ici, seul le cas simple et commode pour l'analyse où les fonctions de coût marginal prennent une forme linéaire est abordé. C'est une hypothèse simplificatrice courante des modèles existants, même si bien entendu, cette représentation ne correspond pas toujours à la réalité où les fonctions de coût marginal sont plutôt de type quadratique, ou peuvent prendre des formes discrètes et discontinues.

⁵ Il faut préciser que pour réduire ses émissions, il peut arriver que la source en question n'ait pas le choix et soit contrainte par exemple de diminuer sa production si les techniques de traitement des déchets ne sont pas disponibles. Un raisonnement sur le court terme où les techniques sont fixes pourrait aussi amener à privilégier une situation de ce type, même si un raisonnement sur le long terme est sans doute plus approprié pour les questions environnementales.

sources ont un intérêt financier à ne pas réduire leurs rejets, elles vont, de façon évidente, chercher à minimiser le coût d'épuration qu'elles subissent :

$$\text{Min}(\alpha_i r_i^2) \quad (13)$$

Il est alors évident que sans contraintes particulières, et avec un accès libre aux ressources environnementales, elles ne vont pas réduire leurs rejets ($r_i = 0$) et vont continuer à émettre jusqu'à ce que le coût marginal de réduction de leurs émissions soit nul. C'est-à-dire pour chaque source jusqu'à :

$$\text{Mac}_i = \partial C_i / \partial r_i = 2\alpha_i r_i = 0 \quad (14)$$

En conclusion, si elles ne sont pas pénalisées, les sources ne prennent pas en compte le coût externe qu'elles imposent aux autres agents et rejettent des quantités excessives d'émissions qui ne correspondent pas aux quantités socialement optimales. Cet exemple illustre donc parfaitement le fait qu'en l'absence de régulation, les quantités d'émissions rejetées seront excessives et que par conséquent l'environnement sera détérioré. Nous comprenons également pourquoi, d'un point de vue économique, les objectifs de "zéro pollution" et de "zéro émissions" ne sont probablement pas souhaitables⁶. En effet de tels objectifs vont entraîner des coûts prohibitifs, par exemple en termes d'investissements dans des équipements de réduction des émissions pour, en contrepartie, un gain faible en terme de bénéfice social. Ceci est d'autant plus vrai qu'il n'y a là non plus aucune raison pour que le niveau d'externalité socialement optimal corresponde à l'intérêt écologique de "zéro pollution" et encore moins à la position conservatrice de "zéro émissions". Dans la pratique, d'un point de vue économique, même si l'existence de pollution dans un cours d'eau est avérée, rien n'assure pour autant que l'analyse économique indique qu'il faille réduire cette pollution. Des objectifs qui ne prennent pas cela en compte vont forcément s'avérer inefficaces car toute réduction d'émission au-delà du niveau optimal se fait nécessairement au détriment d'autres emplois dont le bénéfice social pourrait être supérieur.

Toutefois, il ne faut pas oublier que les changements dans les préférences des agents peuvent modifier le niveau socialement optimal d'émissions. Supposons maintenant que, par exemple, suite à une campagne de sensibilisation et d'éducation aux problèmes de dégradation des eaux, la demande pour une eau de meilleure qualité ait augmenté⁷. Les riverains étant prêts à payer plus pour réduire les émissions, le bénéfice de réduction des émissions augmente, ce qui se traduit par le déplacement de la courbe de bénéfice marginal vers la droite. Toutes

⁶ Lorsque certains utilisent le terme de "zéro pollution" c'est en réalité à l'objectif de "zéro émissions" qu'ils font référence. Appliqué à une substance particulière hautement toxique et persistante (DDT, rejets radioactifs etc.) pour laquelle une interdiction pure et simple de rejet est généralement promulguée, cet objectif est raisonnable, souhaitable et justifiable d'un point de vue économique en raison des bénéfices attendus de l'interdiction. En revanche, utilisé de façon non discriminatoire, il revient de manière irrationnelle à considérer que la société devrait avoir un niveau d'activité économique nul, toute activité de transformation entraînant des émissions en vertu des lois de conservation de la matière et de l'énergie. De plus, en prenant en considération la capacité d'assimilation des cours d'eau, un tel objectif n'est donc pas seulement coûteux mais également non souhaitable même d'un point de vue écologique.

⁷ De façon similaire l'analyse peut être développée dans le cas où la sensibilité aux questions environnementales diminue.

choses étant égales par ailleurs, le niveau optimal d'émission est maintenant plus faible. Une préférence des agents pour un niveau supérieur de qualité environnementale conduit donc à une demande de réduction supplémentaire des émissions. Cela peut jouer un rôle essentiel dans la décision du régulateur lorsqu'il fixe les objectifs à atteindre. De ce fait, même lorsque les émissions ne représentent plus un danger pour les populations et les écosystèmes, il est dès lors possible que des restrictions encore plus contraignantes soient imposées. Dans une telle optique des objectifs tels que ceux de "zéro émissions" et de "zéro pollution" sont réhabilités même s'il y a sans doute plus de chance pour que, la plupart du temps, une analyse scientifique recommande un niveau de régulation moins strict.

2.1.2. Comment rétablir l'optimalité ? L'approche réglementaire par la norme.

Pour atteindre un objectif environnemental déterminé, la solution sans doute la plus simple qui s'offre au régulateur consiste à recourir à une norme d'émission. Une norme peut être assimilée à une autorisation de rejeter légalement des émissions dans l'environnement. Elle est supposée refléter l'intérêt social et s'inscrit généralement dans un cadre légal qui est censé garantir que les contrevenants seront poursuivis en justice (Cole et Grossman, 1999). Supposons que le régulateur puisse fixer une norme d'émission uniforme. Celle-ci a l'avantage d'être simple et directe, dans le sens où elle fixe un objectif quantitatif identique pour chaque source. En situation d'information parfaite, nous avons vu que le régulateur était en mesure de déterminer le niveau socialement optimal E^* . Ce niveau étant connu, il ne reste plus au régulateur qu'à fixer une norme d'émission uniforme NU^* telle que $NU^* = E^*/n$ avec n le nombre de sources. Chaque source doit donc réduire ses émissions d'une quantité r_i correspondante :

$$r_i = (e_i - NU^*) \quad \text{avec} \quad \sum_{i=1}^n r_i = (E^0 - E^*) \quad (15)$$

En conservant toujours les mêmes hypothèses, le coût marginal de cette réduction est donné par l'expression $2\alpha_i r_i$ et est donc différent pour chaque source. Les conditions d'efficacité du modèle de régulation à l'optimum ne sont donc pas respectées. Nous pouvons par conséquent en conclure que la norme d'émission uniforme permet bien d'atteindre l'objectif environnemental souhaité mais à un coût qui n'est pas le plus faible possible. Elle n'est donc pas une solution de moindre coût et, d'un point de vue économique, n'apparaît pas comme un instrument efficace de régulation. Cet exemple théorique illustre d'ailleurs bien ce qui se passe dans la réalité. Dans la plupart des pays industrialisés, l'approche réglementaire repose sur une norme qui impose aux sources identifiées d'atteindre un objectif donné. Elle précise en outre les techniques à privilégier ainsi que les mesures à mettre en œuvre au niveau de chaque source. Une telle approche, en ne laissant pas l'initiative aux sources de choisir quelle technique est plus appropriée pour elle et en ne tenant pas compte des différences de coûts de réduction des émissions entre les sources, impose clairement un surcoût (Newell et Stavins, 2003). Or, lorsque les rejets se situent en dessous des seuils de dangerosité, la justification de ce surcoût risque de devenir difficile vis-à-vis des sources. Supposons maintenant que le régulateur puisse fixer des normes individualisées. L'objectif environnemental est déterminé et il s'agit toujours du niveau socialement optimal E^* . Le problème du régulateur consiste dans ce cas à déterminer les niveaux adéquats nd_i^* pour les normes individualisées. Comme nous sommes en situation d'information parfaite, il a une pleine connaissance des courbes de coûts

marginaux de réduction des émissions. Le respect de E^* au moindre coût conduit au problème suivant

$$\text{Min} \left(\sum_{i=1}^n C_i(r_i) \right) \text{ s.c } \sum_{i=1}^n r_i = (E^0 - E^*) \quad (16)$$

dont la résolution indique l'égalité entre les coûts marginaux pour chaque source et donne les valeurs pour les normes nd^*i . Pour chaque source i' nous avons $nd^*i' = (e^0_{i'} - ri')$ avec la réduction correspondante :

$$r_{i'} = (E^0 - E^*) - \sum_{i \neq i'} \frac{2\alpha_{i'} r_{i'}}{2\alpha_i} \quad (17)$$

L'égalité entre les coûts marginaux assure que le régulateur a bien fixé les normes de telle sorte que le coût de réduction des émissions soit le plus faible possible. La norme individualisée offre donc une alternative efficace d'un point de vue économique à la norme uniforme et conserve l'avantage d'assurer une régulation directe sur les quantités. Elle perd cependant la simplicité qui caractérisait la norme uniforme et risque, dans la pratique, en situation d'information imparfaite, de demander la constitution d'une très large bureaucratie pour pouvoir être mise en œuvre, ce qui réduira d'autant les gains en terme d'efficacité économique qu'elle permet par ailleurs. Cela est d'autant plus préoccupant que l'approche ne génère en elle-même aucun revenu en faveur du régulateur Bovenberg et Goulder (2002). De plus, comme la norme uniforme, la norme individualisée ne fait pas appel aux mécanismes de marché et repose entièrement sur l'action de l'administration, ce qui peut se traduire par des situations d'échecs publics (Bohm et Russel, 1985). Enfin, les deux instruments, lorsque l'entrée sur le marché est libre, créent à long terme une distorsion dans l'allocation des ressources. Ils ne permettent en effet plus de respecter la condition de second ordre du modèle de régulation à l'optimum sur l'entrée-sortie. L'équilibre optimal de long terme n'est donc pas atteint (Kohn, 1994)⁸. Malgré ces défauts, les émissions étant généralement considérées comme un bien non désirable, les normes bénéficient d'un certain capital sympathie auprès des populations et sont donc généralement politiquement plus acceptables, ce qui peut en partie expliquer leur large utilisation dans la réalité (Cole et Grossman, 1999).

2.2. L'alternative du recours aux instruments économiques.

L'approche réglementaire par la norme individualisée permet de rétablir l'optimalité mais correspond à une approche fortement centralisée et interventionniste. D'un point de vue économique, cette situation n'est pas satisfaisante en raison des inefficacités et des échecs publics qu'elle est susceptible d'entraîner. L'idéal serait alors plutôt de faire appel à des instruments incitatifs, qui laissent aux mécanismes de marché le soin d'assurer le rétablissement de l'optimum.

⁸ Sur ce point le problème existe dans un contexte d'équilibre partiel mais que, dans un cadre d'équilibre général et en situation de concurrence parfaite, la condition d'entrée sortie n'est pas nécessaire à la réalisation de l'optimum.

2.2.1. Régulation par les prix : la taxe et la subvention.

La régulation par les prix renvoie à des instruments comme les taxes et les subventions pour lesquels ce sont les quantités d'émissions qui s'ajustent à la contrainte que le régulateur choisit de faire peser sur les prix. En ce qui concerne la taxation, l'interprétation standard du principe pollueur-payeur impose aux sources d'émissions de payer pour réduire leurs émissions jusqu'au niveau socialement acceptable (OCDE, 2001). Elles ne versent donc pas en principe de contributions résiduelles pour les dommages éventuels dus au niveau acceptable d'émissions⁹. Nous faisons donc l'hypothèse dans un premier temps que les sources n'ont pas à payer pour leurs rejets résiduels. Dans un tel cas de figure, les sources ont, en quelque sorte, reçu du régulateur un droit d'usage de l'environnement qui se matérialise par l'autorisation d'émettre gratuitement une quantité d'émissions définie.

Le problème du régulateur consiste alors à déterminer le montant unitaire uniforme de taxation T^* , qui assure que les émissions seront effectivement réduites au niveau socialement optimal E^* . Pour cela, en situation d'information parfaite, il va naturellement choisir T^* tel qu'il soit égal au montant du bénéfice social marginal de réduction des émissions à l'optimum, soit T^* tel que $Msab = Mactot$, c'est-à-dire $T^* = \lambda$. Cependant si elles ne payent pas pour leurs émissions résiduelles, les sources n'ont aucune incitation à réduire leurs rejets. Le régulateur va donc, dans un premier temps, devoir fixer un objectif individuel e_i^* pour chaque source au niveau de T^* , objectif qui, lorsqu'il n'est pas respecté, donne lieu au versement de la taxe pour chaque unité supplémentaire d'émission au-delà de cet objectif. Les sources opèrent alors ensuite un arbitrage entre le paiement de la taxe et la réduction de leurs rejets au-delà de l'objectif. Elles résolvent le problème suivant :

$$\min_{r_i \geq 0} (C_i(r_i) + T^* \cdot ((e_i^0 - r_i) - e_i^*)) \quad (18)$$

Le résultat est que chaque source va réduire ses émissions au-delà des objectifs seulement si cela est moins coûteux pour elle que de payer la taxe, c'est-à-dire tant que son coût marginal de réduction est inférieur au montant unitaire de la taxe. La réduction opérée r_i est alors simplement donnée par :

$$r_i = \frac{T^*}{2\alpha_i} \quad \text{pour tout } i \quad (19)$$

La taxe constitue donc une seconde alternative efficace d'un point de vue économique à la norme uniforme (Baumol et Oates, 1988). Son grand avantage, à la différence de la norme individualisée, est de laisser à chaque source le choix de la réponse qu'elle apporte à l'incitation fournie par le montant de la taxe. Le régulateur ne prescrit pas les techniques ni les améliorations qui doivent être entreprises. La taxe donne en outre un signal clair sur le fait que rejeter des émissions dans l'environnement n'est pas sans coût. Elle bénéficie, de ce point de vue, comme la norme, d'un soutien de la part de la société car les sources sont pénalisées pour

⁹ Notons cependant sur ce point que certains textes légaux, comme par exemple la Directive européenne sur les déchets dangereux, stipulent que certains coûts administratifs (analyse, système de mesure et de surveillance) doivent être à la charge des sources d'émissions.

des émissions qui sont perçues comme une nuisance qu'il convient de réduire¹⁰ (Theeuwes, 1991). Toutefois, alors qu'il est facile de montrer qu'une taxe d'émission fonctionne parfaitement en théorie, le passage à la réalité et l'abandon de l'hypothèse d'information parfaite risque de compliquer fortement la détermination des objectifs initiaux et du taux de taxation (Boyd, 2003 ; Baldurson et Von der Fehr, 2004).

Plutôt que de chercher à pénaliser les sources, le régulateur peut choisir de les inciter financièrement à réduire les émissions au niveau socialement optimal par la distribution d'une subvention. Le problème consiste alors à déterminer le montant de la subvention S^* , qui assure que les émissions seront effectivement réduites au niveau socialement optimal E^* . De manière symétrique avec ce qui se passe pour le prélèvement de la taxe T^* , il choisira S^* telle que $S^* = \lambda$ mais n'aura pas besoin cette fois de déterminer des objectifs individuels pour chaque source. Celles-ci doivent en effet alors simplement faire un arbitrage entre le bénéfice de la perception de la subvention et le coût de la réduction de leurs émissions d'une unité supplémentaire. Elles résolvent :

$$\underset{r_i \geq 0}{\text{Min}} (C_i(r_i) - S^* \cdot ((e_i^0 - r_i) - e_i^*)) \quad (20)$$

Le résultat est qu'elles vont réduire leurs émissions d'une quantité r_i donnée par :

$$r_i = \frac{S^*}{2\alpha_i} \quad \text{pour tout } i \quad (21)$$

Chaque source a intérêt à réduire ses émissions tant que le montant de subvention qu'elle perçoit compense le coût de réduction des émissions subi par ailleurs, c'est-à-dire tant que son coût marginal de réduction est inférieur au montant unitaire de la subvention. Comme avec la taxe, la subvention a bien corrigé la distorsion provoquée par l'externalité et ceci au moindre coût possible (Baumol et Oates, 1988). Dans son principe, le paiement d'une subvention unitaire à la réduction des émissions crée donc le même coût d'opportunité qu'une taxe du même montant. Elle ajoute en outre de la simplicité, ce qui peut en partie expliquer son succès dans la réalité (Jaffe et Stavins, 1995). Cependant, les deux instruments ont des conséquences différentes à long terme sur les décisions d'entrée/sortie des firmes lorsque certaines sources sont des firmes et sur la répartition du revenu. En effet, une taxe s'apparente à un transfert financier vers l'État et réduit le profit des sources concernées lorsque celles-ci sont des firmes. Une subvention aboutit au résultat inverse et peut entraîner artificiellement une augmentation de la production, du nombre de sources et par conséquent des quantités totales d'émissions (Kohn, 1994). La condition de second ordre du modèle sur l'entrée-sortie n'est donc pas respectée et l'équilibre optimal de long terme n'est pas atteint. La subvention a enfin des conséquences directes sur l'ensemble des politiques publiques car si la taxe procure des ressources aux autorités, la subvention en absorbe. Le régulateur doit par conséquent être en mesure de libérer des ressources pour les employer à la subvention (Bovenberg et Goulder, 2002).

¹⁰ Certains réfutent l'attribution de cette caractéristique à la taxe car elle ne va pas aussi loin que la norme en autorisant le rejet de grandes quantités d'émissions, moyennant paiement de la taxe (Frey, 1992). C'est ce qui explique pourquoi elle n'est, par exemple, pas adaptée dans le cas de rejets de substances nuisibles et persistantes.

La perception d'une taxe constitue de ce point de vue une application du principe pollueur-payeur, alors que le versement d'une subvention s'apparente plus à une situation de pollué-payeur, en admettant que le régulateur représente les pollués. Il est alors compréhensible que la subvention obtienne la faveur des sources par rapport à d'autres instruments. Cela est d'autant plus vrai que le versement de la subvention correspond implicitement pour le régulateur, à racheter les droits d'usage octroyés initialement gratuitement aux sources responsables des rejets. Comme l'ont souligné Bohm et Russel (1985), ce sont des points qui, lorsque l'on prend en considération des aspects éthiques et d'acceptabilité des instruments, peuvent s'avérer préjudiciables pour le choix de la subvention comme instrument par le régulateur. Celle-ci sera en outre affectée par les mêmes défauts que la taxe et, en situation d'information imparfaite, la détermination de son montant risque d'être tout aussi compliquée. L'ensemble de ces problèmes fait que la subvention seule ne semble pas constituer pas une alternative satisfaisante à la taxe (Cropper et Oates, 1992).

2.2.2. Régulation par un système de permis d'émission négociables.

Comme avec une norme, la régulation par un système de permis négociables s'effectue grâce à une contrainte quantitative sur les émissions. Toutefois, le grand avantage des permis réside dans le fait que c'est désormais le jeu des acteurs décentralisés, par l'intermédiaire d'un marché d'échange, qui amène à la répartition de la contrainte entre les sources (Tietenberg, 2007). En théorie, deux types principaux de systèmes de permis sont communément distingués. Cependant les mécanismes sous-jacents aux deux types de systèmes sont proches et dans la pratique les systèmes sont le plus souvent hybrides. Avec un système de type limite et échange "*Cap And Trade (CAT)*", le régulateur fixe un niveau d'émission global et répartit des permis pour les quantités correspondantes entre les participants. Tout nouvel entrant doit acquérir des permis. Avec un système niveaux de base et crédits "*Baseline And Credit (BAC)*", un permis est seulement délivré ex-post à une source sous forme de crédit lorsque celle-ci a réduit ses émissions en dessous d'un niveau de base déterminé préalablement. Le régulateur ne distribue donc plus simplement ex-ante des permis correspondant à l'objectif global qu'il souhaite atteindre mais chaque source, y compris les nouveaux entrants, se voit attribuer une valeur cible préalablement fixée. De ce fait, les échanges portent uniquement sur les variations autour de l'objectif, alors qu'avec un système CAT l'intégralité des permis apparaît comme négociable (Godard, 2001).

Supposons, dans un premier temps, que l'autorité de régulation décide de mettre en oeuvre un marché de type CAT, un permis représentant l'autorisation de rejeter une unité de déchets dans un cours d'eau. Toutes les sources doivent détenir des permis pour produire des émissions et l'offre totale de permis est supposée être le privilège du régulateur. Comme nous sommes en situation d'information parfaite, celui-ci connaît le niveau socialement optimal d'émission et offre donc une quantité totale de permis E^* qu'il répartit entre chaque firme. Nous supposons, dans un premier temps, que cette distribution se fait gratuitement et de

manière égalitaire entre toutes les sources¹¹. L'allocation initiale I est donc donnée par $I = E^* / n$. Une fois attribués, les permis sont négociables librement sur un marché d'échange dont nous faisons l'hypothèse qu'il se trouve également en situation de concurrence parfaite. Le prix d'équilibre des permis PP est le prix qui égalise la demande agrégée et l'offre de permis qui correspond au nombre de permis distribué par l'agence de régulation. En d'autres termes, PP est le prix tel que $Msab = Mactot$ et nous avons donc $PP = \lambda$. Chaque source va alors faire un arbitrage entre l'achat, la vente de permis et la réduction correspondante de ses émissions et doit résoudre le problème suivant :

$$\text{Min}(C_i(r_i) + PP * ((e_i^0 - r_i) - I)) \quad \text{avec } I = E^* / n \quad (22)$$

Si elle réduit ses émissions au-delà de son allocation initiale une source vend les permis excédentaires dont elle dispose. En agissant ainsi, elle supporte alors un surcoût d'épuration mais récupère la somme qui correspond à la vente de ses permis. En revanche, si elle réduit ses émissions en deçà de son allocation, elle achète les permis qui lui manquent. Elle verse donc le montant correspondant à la source vendeuse mais économise le coût supplémentaire de réduction. Le résultat est que chaque source va réduire ses émissions d'une quantité r_i donnée par :

$$r_i = \frac{PP}{2\alpha_i} \quad \text{pour tout } i \quad (23)$$

Et

$$\text{acheter } |e_i^0 - r_i - I| \text{ permis si } e_i^0 - r_i > I, \quad (24)$$

$$\text{vendre } |e_i^0 - r_i - I| \text{ permis si } e_i^0 - r_i < I. \quad (25)$$

A l'équilibre chacune dispose d'un nombre de permis et rejette des émissions de telle sorte que son coût marginal d'épuration soit égal au prix du permis. Ce prix étant celui qui correspond aux quantités socialement optimales, chaque agent est donc bien situé à l'optimum. En ce qui concerne l'externalité, celle-ci est bien internalisée puisque elle a un prix (matérialisé par le prix du permis) que les agents intègrent dans leurs calculs économiques. Seules les sources dont le coût marginal d'épuration serait égal au prix des permis PP au niveau de l'allocation initiale ne feraient aucun gain (elles ne seraient ni vendeurs ni acheteurs) (Baumol et Oates, 1988). L'intérêt pour chaque source de participer au système est dès lors clair, et il est facile de constater comment un tel système entraîne une économie de coût de réduction des émissions importante par rapport à une norme uniforme pour un résultat environnemental identique. Cet exemple peut facilement être étendu à un plus grand nombre de participants. Plus la différence en terme de coût marginal de réduction des émissions est grande entre les sources, plus il est vraisemblable que des échanges aient lieu et que les volumes échangés soient importants. Le système fonctionne en outre d'autant mieux que le nombre de

¹¹ Du point de vue de l'interprétation théorique d'une telle hypothèse, nous sommes dans les mêmes conditions que pour la taxe lorsque le régulateur cède un droit d'usage de l'environnement. Nous verrons ultérieurement que le régulateur pourrait également laisser la répartition se faire par des enchères, une loterie, ou distribuer les permis en fonction des émissions passées.

participants engagés est grand et que le marché des permis est concurrentiel (Sartzetakis et Mc Fetridge, 1999 ; Newell et Stavins, 2003). La seule chose dont a besoin le système pour fonctionner correctement est la définition et l'attribution claire des permis. Ceux-ci sont alors considérés comme un simple bien, et, comme pour les biens et les services traditionnels, le jeu du marché conduit les agents vers l'utilisation socialement optimale des ressources environnementales. Notons que, si le marché fonctionne de manière concurrentielle, l'équilibre économiquement efficace est atteint quelle que soit l'allocation initiale des permis (Tietenberg, 1990).

Supposons maintenant que l'autorité de régulation décide de créer un marché de type BAC. Elle doit désormais dans un premier temps fixer un objectif de réduction pour chaque source individuelle. Admettons qu'elle décide de fixer un objectif de réduction I identique pour chaque source¹² et que les sources ne payent pas pour leurs émissions résiduelles¹³. Chacune va alors faire un arbitrage entre simplement respecter son objectif, ne pas respecter son objectif et acheter des crédits pour les quantités manquantes ou dépasser son objectif et obtenir puis vendre des crédits d'émission. D'un point de vue formel, elles doivent résoudre le problème suivant :

$$\text{Min}(C_i(r_i) + CP * ((e_i^0 - r_i) - I)) \quad (26)$$

Le prix d'équilibre des crédits CP est toujours le prix qui égalise la demande agrégée et l'offre de crédits, et donc $CP = \lambda$. Le résultat est que chaque source va alors réduire ses émissions d'une quantité r_i donnée par :

$$r_i = \frac{CP}{2\alpha_i} \quad \text{pour tout } i \quad (27)$$

Et

$$\text{acheter } |e_i^0 - r_i| \text{ crédits si } e_i^0 - r_i > I, \quad (28)$$

$$\text{obtenir et vendre } |e_i^0 - r_i| \text{ crédits si } e_i^0 - r_i < I. \quad (29)$$

A l'équilibre, les quantités d'émissions correspondent bien à l'optimum social. Le raisonnement et les résultats sont identiques à ceux présentés précédemment avec un système CAT, à la différence près que les objectifs sont maintenant individuels, fixés ex-ante et que les crédits sont distribués ex-post et seulement pour les quantités réduites au-delà de l'objectif. Comme avec le système CAT, les deux sources ont gagné à l'échange de crédit et seules les sources dont le coût marginal d'épuration serait égal au prix des crédits ne feraient aucun gain. Les autres remarques faites précédemment pour le marché de type CAT s'appliquent de la

¹² Comme nous sommes en situation d'information parfaite, le régulateur choisira plus vraisemblablement comme objectif les valeurs qui correspondent aux quantités optimales. Dans un tel cas il n'y a pas de réduction supplémentaires ni d'échange de crédits. C'est pourquoi, dans le but de rendre l'exemple plus pédagogique, nous avons introduit cette hypothèse. De la même façon l'hypothèse d'un objectif différent pour chaque source pourrait être retenue.

¹³ L'interprétation de cette hypothèse est identique à celle de la distribution initiale gratuite de permis dans le système de type CAT.

même manière. Le mécanisme de fonctionnement d'un système de type BAC est donc similaire à celui d'un système de type CAT. En revanche, l'approche BAC, du point de vue environnemental et dans un contexte de méfiance de certains envers l'efficacité de nouveaux instruments, fait preuve d'une plus grande attractivité par rapport à l'approche CAT. Contrairement à cette dernière, elle permet de maintenir une tutelle et un interventionnisme plus forts de la part de l'autorité de régulation (Godard, 2001). Le fait de fixer un objectif individuel déterminé va s'avérer être un avantage pour la régulation environnementale car cela peut permettre de choisir des objectifs plus stricts pour certaines sources dans des zones fortement dégradées. Toutefois, l'approche nécessite en contrepartie un processus administratif plus lourd et plus coûteux que l'approche CAT. Outre la détermination des objectifs initiaux pour chaque source, les coûts de transaction en terme de délais de certification des crédits, de négociation et de règlement des contentieux risquent d'être élevés dans un contexte d'information imparfaite.

Les permis négociables, comme la taxe et la norme individualisée, sont donc bien une alternative efficace, d'un point de vue économique, à la norme uniforme. Comme la taxe, ils laissent à chaque source le choix de la réponse qu'elle va apporter à l'incitation fournie par le prix. Mais à la différence de celle-ci, ce prix est maintenant déterminé par le marché et le régulateur exerce un contrôle quantitatif direct sur les rejets d'émissions. Le système perd sans doute en simplicité et n'est pas aussi direct que la norme mais le régulateur n'a pas à prescrire en détail pour chacune d'entre elles, les techniques à utiliser et les améliorations à entreprendre. Il est possible que les permis négociables bénéficient d'un soutien moins important de la part de la société vis-à-vis de la taxe, en raison de leur caractère en apparence moins coercitif, même si sur ce point l'expérience américaine¹⁴ et l'expérience récente sur l'effet de serre viennent relativiser cet argument (Tietenberg, 2007). Il faut noter qu'une fois encore, le passage à la réalité risque cependant de réduire le gain attendu des permis négociables en terme d'efficacité économique, notamment par la prise en compte des coûts de transaction inhérents au marché de permis et des coûts de la définition des objectifs initiaux dans le cas d'un système de type BAC.

2.2.3. Régulation avec paiement résiduel.

Jusqu'à maintenant nous avons considéré des situations où les sources ne payaient pas pour leurs émissions résiduelles une fois qu'elles avaient atteint le niveau socialement optimal de rejets. D'une part, cela pose la question de savoir comment les coûts engendrés par les systèmes de surveillance et de fonctionnement de l'agence de régulation environnementale seront financés. Plus généralement, les coûts associés à la régulation, lorsque l'hypothèse d'information parfaite est abandonnée, peuvent devenir très élevés (Bohm et Russel, 1985). D'autre part, certains ont critiqué cette approche, dans le sens où il est possible de considérer qu'elle correspond à une situation où le régulateur a, en quelque sorte, cédé gratuitement les droits d'usage aux sources à l'origine des rejets (Frey, 1992). Voyons donc maintenant

¹⁴ Le programme "Acid Rain" de permis négociables a ainsi bénéficié du soutien de certaines associations de protection de l'environnement, comme le puissant fond américain de défense de l'environnement ("*Environmental Defense Fund*").

comment la régulation avec une taxe et avec un système de permis négociables, lorsque les sources doivent payer pour leurs émissions résiduelles, permettent de répondre à ces critiques.

Pour la taxe, l'introduction du versement du montant correspondant pour toutes les émissions rejetées va avoir un impact important sur le plan du fonctionnement théorique de l'instrument. En effet, nous avons vu précédemment que le régulateur devait, dans un premier temps, fixer des objectifs individuels de réduction des émissions. Ce n'est que lorsque les sources ne respectaient pas ces limites qu'il prélevait le montant de taxation correspondant. Or la définition de tels objectifs, qui s'apparentent à des normes individualisées, sera extrêmement coûteuse voire irréaliste en situation d'information imparfaite. Le paiement de la taxe résiduelle permet au régulateur de se passer de cette étape et de n'avoir plus qu'à déterminer le montant approprié pour la taxe (Baumol et Oates, 1988). La régulation s'opère alors de manière complètement indirecte via le taux de la taxe et l'optimum est désormais atteint à partir de la seule incitation fournie par cette taxe. L'instrument retrouve donc complètement sa nature économique. La répartition de la contrainte entre les sources est en outre désormais uniquement la conséquence du jeu d'acteurs décentralisé. Chaque source opère en effet un arbitrage entre le paiement de la taxe et la réduction de ses émissions et doit résoudre le problème suivant :

$$\underset{r_i \geq 0}{\text{Min}}(C_i(r_i) + T^* \cdot (e_i^0 - r_i)) \quad (30)$$

Le régulateur choisit toujours $T^* = \lambda$. Cependant, comme elles vont payer pour leurs émissions résiduelles, les sources ont une incitation financière claire à réduire leurs émissions. Chaque source opère un arbitrage entre le paiement de la taxe et la réduction de ses émissions. La suite est identique, à savoir que chaque source a intérêt à réduire ses émissions tant que cela est moins coûteux pour elle que de payer la taxe, c'est-à-dire tant que son coût marginal de réduction est inférieur au montant unitaire de la taxe. Le résultat est que chaque source va réduire ses émissions d'une quantité r_i donnée par :

$$r_i = \frac{T^*}{2\alpha_i} \quad \text{pour tout } i \quad (31)$$

L'égalité des coûts marginaux à l'optimum nous assure que celui-ci est bien un optimum de Pareto et donc que ce résultat a été obtenu au coût le plus bas possible. Au total, la taxe a simplement augmenté le coût marginal de réduction des émissions¹⁵ et elle a bien corrigé la distorsion provoquée par l'externalité. Le service rendu par le bien environnemental n'est alors plus vu comme sans coût. Le paiement résiduel permet de manière relativement simple, grâce au seul caractère incitatif de la taxe, de rétablir l'optimalité. Du point de vue de son interprétation, le paiement résiduel correspond à la somme des dommages environnementaux infligés par les sources et du paiement d'une rente à la collectivité en contrepartie de l'utilisation de l'environnement (OCDE, 2001). Au total, la taxe d'émission uniforme entraîne bien une charge plus lourde lorsque les sources doivent payer la taxe résiduelle. La taxe avec paiement devient alors une source importante de revenu pour le régulateur, ce qui peut être un

¹⁵ Graphiquement, le prélèvement de la taxe se traduit par le déplacement des courbes de coût marginal vers la gauche.

avantage pour celui-ci par rapport aux normes et aux systèmes sans paiements. En ce sens elle est qualifiée d'instrument de régulation à double dividende¹⁶ car elle permet premièrement de réduire les émissions et de rétablir l'optimalité, et deuxièmement de dégager des revenus supplémentaires pour le gouvernement (Goulder, 1995). Le concept est néanmoins controversé et il faut aussi prendre en compte l'impact sur l'activité économique et sur les prix. L'effet net de cet effet des interactions peut alors s'avérer globalement négatif. (Bovenberg et De Mooij, 1997).

Les permis négociables peuvent également avoir l'avantage pour le gouvernement d'être un instrument de régulation à double dividende. Les différentes alternatives et leurs implications en termes d'équité et d'impact distributif font notamment l'objet d'une littérature abondante. (Ellerman et al., 2000 ; Zhang, 1999 ; Pan, 2003). Comme avec la taxe avec paiement de la taxe résiduelle, cela entraîne donc une charge supplémentaire importante pour les sources, dont l'interprétation est identique dans les deux cas. Elle correspond à la somme des dommages environnementaux infligés par les sources et du paiement d'une rente à la collectivité en contrepartie de l'utilisation de l'environnement. Dans le cas d'un système BAC, le régulateur devra prélever une taxe résiduelle sur les émissions d'un montant égal au prix d'échange des crédits. Dans le cas d'un système CAT, il suffit que l'autorité de régulation, au lieu de distribuer gratuitement les permis, les fasse payer à un prix qu'elle aura déterminé ou par exemple par le biais d'enchères. Hahn et Noll (1982), proposent un système neutre en terme de répartition du revenu dans lequel les permis sont d'abord distribués gratuitement en fonction des émissions passées ("*grandfathering*"), et où ensuite le prix en est fixé par l'organisation d'enchères dont les recettes sont distribuées aux offreurs. Les sources ne versent ainsi pas de paiement résiduel et le régulateur n'encaisse pas de recettes d'où le terme de neutre. (Franciosi et al., 1992) montrent que lorsque le revenu n'est pas redistribué aux sources, les performances générées en terme de prix des permis et d'efficacité ne sont pas affectées et Kling et Zhao (2000) et Cramton et Kerr (2002) concluent à une plus grande efficacité de la vente aux enchères en situation de concurrence imparfaite. La méthode se heurte toutefois à la réalité où la distribution gratuite en fonction des rejets passés s'est imposée. Il faut également remarquer que la distribution initiale de permis n'aura aucun effet sur l'allocation finale que réalisera le marché. En d'autres termes, l'allocation optimale des permis est complètement indépendante de la distribution initiale.

En théorie, quand les sources doivent payer pour l'usage de l'environnement, la taxe et les permis d'émission négociables sont donc complètement équivalents du point de vue de leur impact sur les sources d'émission (Montero, 2002). C'est un résultat essentiel qui montre que, moyennant les hypothèses du modèle théorique, l'un ou l'autre peuvent être utilisés indifféremment, à la différence près que les permis négociables permettent un contrôle direct des quantités d'émissions rejetées, ce qui peut être un avantage non négligeable pour la régulation environnementale (Tietenberg, 1990). Certains considèrent que le paiement résiduel représente une application plus fidèle à l'esprit du principe pollueur-payeur car celui-ci implique en théorie que les sources doivent supporter tous les coûts qu'entraînent leurs émissions au-delà du niveau socialement souhaitable (y compris ceux de surveillance, de mesure etc.), même si les recommandations pratiques sur ce point restent vagues (OCDE, 2001). Du point de vue de son interprétation, il faut souligner que le paiement résiduel ne

¹⁶ D'autres définitions sont parfois données à ce terme. Pour une présentation de ces définitions voir Xepapadeas, 1997, p.15.

constitue pas un supplément de coût mais un simple transfert de ressources des sources d'émission vers l'État. En effet, le régulateur est le plus souvent placé sous le contrôle direct de l'autorité gouvernementale, celle-ci peut donc réaffecter les montants qu'elle reçoit au travers de la taxe résiduelle, comme elle le souhaite, par exemple au financement de son fonctionnement. Il faut remarquer qu'il n'est pas utile d'employer ce revenu à la réduction des émissions. Au contraire, en théorie, la taxe et les permis sont efficaces d'un point de vue environnemental et permettent déjà d'atteindre le niveau d'émission socialement optimal. Une affectation de fonds supplémentaires susciterait donc des surcapacités d'épuration et l'équilibre atteint ne serait plus optimal (Bovenberg et De Mooij, 1994). Il est donc souhaitable que le produit du paiement résiduel soit simplement versé au budget général de l'État ou du régulateur¹⁷. Enfin, le paiement pour les émissions résiduelles fait que la condition d'entrée-sortie est respectée et que l'équilibre optimal de long terme est rétabli (Cropper et Oates, 1992). Cela représente un autre argument en faveur du paiement pour le régulateur car cette condition n'est pas respectée dans le cas des approches sans paiement. Du point de vue des sources, en revanche, et même si le paiement peut paraître justifiable sur un plan éthique et environnemental, il n'en demeure pas moins qu'il entraîne une forte perte de revenus qui dans la réalité peut atteindre jusqu'à plusieurs fois le montant de l'épuration (Pezzey, 2003). C'est pourquoi, certains avancent parfois l'idée que les sources avaient finalement intérêt à soutenir une norme plutôt qu'à risquer de se voir fortement mises à contribution par un système avec paiement (Theeuwes, 1991).

Pour conclure, nous pouvons donc dire que les normes, la taxe, la subvention et les permis négociables permettent bien, dans une situation de concurrence et d'information parfaites, d'atteindre le résultat environnemental souhaité. Cependant, la norme uniforme, en ne prenant pas en compte les différences de coûts de réduction des émissions entre les sources, ne minimise pas le coût d'épuration et n'est donc pas un instrument de régulation efficace. A l'inverse, les autres instruments permettent de réduire les émissions au niveau socialement optimal et ceci au moindre coût possible. Voyons maintenant comment ces résultats généraux du modèle de régulation à l'optimum vont être affectés lorsque les hypothèses strictes du modèle théorique sont relâchées.

3. Extension du modèle théorique : quelles conséquences sur le choix entre les instruments ?

Jusque-là, nous avons supposé que la régulation s'opérait dans un cadre théorique strict. Dans le cas, maintenant, où les hypothèses à la base de ce modèle sont relâchées, nous allons voir que certains résultats obtenus peuvent varier fortement. Tout d'abord, nous nous plaçons dans une situation d'incertitude sur les fonctions de coût et de bénéfice et nous discutons du choix de l'instrument de régulation à mettre en place dans une telle situation. Ensuite nous revenons sur les raisons qui vont nous amener à faire évoluer le modèle de régulation à l'optimum vers un modèle de régulation à moindre coût. Les hypothèses du modèle théorique ayant été levées, nous nous intéressons enfin aux critères qui viennent compliquer le choix de l'instrument par le régulateur. Cependant, nous privilégions toujours des situations où la seule

¹⁷ Nous verrons ultérieurement que, en situation d'information imparfaite, l'impossibilité de fixer la taxe au niveau socialement optimal peut amener à allouer une partie des fonds prélevés à la réduction des émissions.

distorsion est due aux émissions, ce qui nous permet de raisonner, toutes choses étant égales par ailleurs, et de définir des politiques restaurant l'efficacité de l'économie.

3.1. Les instruments en situation d'incertitude. Régulation par les prix ? les quantités ? ou combinaison des instruments ?

En situation de concurrence et d'information parfaites, les permis négociables sont en principe une alternative équivalente à une taxe unitaire. Mais dans un contexte d'incertitude sur les fonctions de coût marginal et de bénéfice marginal, les résultats fournis peuvent varier de façon importante. C'est Weitzman qui, dans son article de 1974, a mis en évidence cette asymétrie et en a tiré un théorème qui établit les conditions dans lesquelles l'espérance de gain de bien-être avec une taxe dépasse, est égale ou est inférieure à ce qu'un système de permis négociables permettrait d'obtenir. Depuis, cette question de la régulation par les prix ou par les quantités est restée au centre des débats sur le choix des instruments de régulation environnementale.

3.1.1. La question du choix entre les instrument en présence d'incertitude.

Dans un premier temps, admettons que la connaissance de la courbe de bénéfice social par le régulateur soit approximative et incomplète. Il va alors éprouver des difficultés à déterminer le niveau socialement optimal d'émission. Par conséquent, la politique environnementale sera affectée par cette incertitude et s'avérera trop laxiste ou au contraire trop restrictive en fonction de l'erreur qui aura été commise. Le surcoût éventuel pour les firmes peut être très important, mais l'erreur résultant de l'incertitude sur la fonction de bénéfice sera alors la même avec un système de permis négociables ou avec une taxe (Weitzman, 1974). En effet, dans les deux cas, la réduction de gain de bien-être n'est cependant nullement liée à l'instrument de régulation utilisé. Cela s'explique par le fait que la réaction des sources en réponse à un instrument de régulation ne se fait pas à partir de la courbe de bénéfice social marginal mais uniquement à partir de la courbe de coût marginal. La courbe de bénéfice social marginal sert donc avant tout à la détermination de l'optimum. En d'autres termes, c'est la courbe de coût marginal qui va conditionner l'ampleur de la réduction des émissions. Lorsque cette courbe est connue avec certitude, les quantités qui vont découler de l'instauration d'une taxe ou, de même, le prix d'équilibre des permis si un marché de permis négociables est mis en place, sont complètement indépendants de la pente et de la position de la courbe de bénéfice social marginal. En cas d'incertitude sur la fonction de bénéfice social marginal, le choix d'une taxe d'un montant erroné a donc le même effet que la distribution correspondante de permis.

Plaçons-nous maintenant dans le cas où l'incertitude porte sur la fonction de coût. Les deux modes de régulation (taxe et permis négociables) seront également inefficaces d'un point de vue environnemental et conduiront à des réductions non optimales. Mais, à la différence du cas où l'incertitude portait sur la fonction de bénéfice marginal, les permis et la taxe d'émission donnent la même erreur seulement lorsque les valeurs absolues des pentes des courbes de coût et de bénéfice marginal sont égales. Par contre, si la valeur absolue de la pente de la courbe de coût marginal est plus grande que celle de la courbe de bénéfice marginal, alors une taxe d'émission entraîne une distorsion et une perte de gain de bien-être plus faible que si un système de permis était utilisé, et vice versa. L'ampleur de l'erreur résultant de

l'incertitude n'est donc pas la même avec un système de permis négociables qu'avec une taxe d'émission. Le choix d'un régulateur neutre par rapport au risque qui cherche à maximiser le bien-être total dépend alors complètement de la pente relative de la courbe de bénéfice marginal par rapport à celle de coût marginal (Weitzman, 1974 ; Adar et Griffin, 1976).

Malgré tout, dans la réalité, un des problèmes qui limite le recours à l'analyse de Weitzman, est que les cas où le régulateur a des informations empiriques sur les courbes et sur leurs pentes respectives sont très rares. De plus, la plupart du temps, les courbes ne sont pas linéaires, les termes d'erreur ne sont pas aléatoires comme le modèle le suppose et le régulateur est rarement neutre par rapport au risque (Pezzey, 1992 ; Hepburn, 2006). La perte de gain de bien-être dépend alors de la courbure des fonctions, de la variance de l'erreur et du degré d'aversion au risque du régulateur. Il devient donc beaucoup plus difficile de donner des recommandations claires sur l'instrument qu'il convient de privilégier. En outre Stavins (1996), se penche sur cette question, et alors que jusqu'à présent nous avons considéré les coûts et les bénéfices séparément, il montre que l'existence d'une corrélation entre les deux peut remettre en cause le résultat standard. Il conclut que, même si les pentes sont égales en valeur absolue, une corrélation positive rend les permis préférables à la taxe, ce qui est le cas le plus fréquent selon lui. Outre ces problèmes, Baldurson et Von der Fehr (2004), montrent que, si les firmes sont averses au risque, la régulation par les prix peut s'avérer plus efficace toutes choses étant égales par ailleurs. Toutefois, et indépendamment du coût et de la perte de gain de bien-être qu'il peut entraîner en cas d'incertitude, un système de permis offre en effet toujours au régulateur un contrôle direct sur les quantités. Dans un contexte environnemental où celui-ci souhaite se préserver de quantités élevées de rejets qui pourraient affecter les milieux naturels, cette propriété apparaît comme un avantage majeur, surtout dans un contexte d'incertitude (Hoel et Karp, 2002 ; Tietenberg, 2007). Comme le souligne Weitzman (1974) lui-même : *"il semble que d'une certaine façon le choix des prix comme instrument de régulation peut se révéler désastreux sur le plan environnemental et ce bien plus souvent que le choix des quantités"*.

3.1.2. La combinaison des instruments comme solution potentielle : taxe subvention et systèmes hybrides.

Jusqu'à présent, nous avons considéré les instruments comme alternatifs les uns par rapport aux autres. Or en situation d'incertitude il apparaît que la combinaison entre plusieurs instruments donne au régulateur plusieurs leviers d'action ce qui peut permettre de corriger les défauts respectifs des instruments lorsque ceux-ci sont utilisés indépendamment. Ainsi la taxe-subvention est un instrument dont l'efficacité économique a été démontrée en théorie (Mummy, 1980 ; Baumol et Oates, 1988). Elle est aussi utilisée en pratique depuis de nombreuses années et fait l'objet d'un intérêt croissant pour la résolution des problèmes liés à la gestion qualitative de la ressource en eau. Du point de vue de son fonctionnement, la taxe-subvention dans sa forme la plus simple, peut être appréhendée comme la superposition des deux instruments qui en forment la base. Ainsi, d'une part, une taxe uniforme avec paiement résiduel est mise en œuvre avec un taux de taxation inférieur au taux jugé efficace d'un point de vue économique. D'autre part, tout ou partie des ressources prélevées est utilisé pour aider les sources à atteindre le niveau souhaité d'émission. Cela se fait sous la forme du versement d'une subvention uniforme d'un montant unitaire égal à la différence entre le montant du taux efficace et le montant effectif appliqué (Baumol et Oates, 1988).

En outre, en admettant que le régulateur cherche à ce que le financement du montant total de subvention se fasse grâce au paiement résiduel initial, il s'agit alors d'un système à budget strictement affecté, sans impact sur les finances de l'autorité de régulation (Goulder, 1995). Un autre avantage du système est qu'il permet au régulateur de bénéficier d'un levier supplémentaire d'action, à savoir ici la subvention, afin de corriger autant que faire se peut, les erreurs inhérentes à la situation d'incertitude qui va prévaloir dans la réalité (Xepapadeas, 1991). En effet, si le régulateur a par exemple sous-estimé les coûts marginaux de réduction des émissions, le système de taxe-subvention incite les sources à rejeter des quantités d'émissions supérieures à l'objectif initial. Le régulateur peut alors, sans avoir à changer le montant de taxe, ce qui d'un point de vue pratique s'avèrerait compliqué et sujet à controverse, procéder à une correction en augmentant la subvention de telle sorte que les sources réduisent davantage leurs rejets et que l'objectif environnemental soit atteint (Bovenberg et Goulder, 2002). Un tel système permet donc, et ceci sans avoir à subir les conséquences et l'opposition que susciterait l'augmentation de la taxe, de rétablir l'optimum. En aidant les sources à financer une partie de la réduction de leurs émissions, la taxe-subvention peut donc servir à réduire les réticences et l'opposition vis-à-vis de la taxe avec paiement résiduel, et permet de régler tout ou partie du problème souvent sensible du financement de la subvention.

Malgré ces avantages, la taxe-subvention reste toutefois un instrument qui fonctionne encore uniquement en se basant sur une régulation par les prix. Il ne corrige donc pas complètement les difficultés potentielles des instruments de même type que nous avons identifiées en situation d'incertitude, et en particulier le fait que le contrôle sur les quantités ne soit pas direct. De ce point de vue, un meilleur résultat peut parfois être obtenu lorsque les instruments de régulation par les prix et par les quantités sont combinés (Hepburn, 2006). Dans le cadre des négociations sur le changement climatique, cette idée d'une combinaison des modes de régulation a d'ailleurs été relancée et approfondie (Pizer, 1999 ; Gastaldo, 1999 ; Criqui et Viguié, 2000). Dans le système hybride dans sa version de base, un régulateur supposé neutre par rapport au risque, distribue des permis pour la quantité E^* d'émission dont il pense qu'elle est optimale. Dans le même temps, il autorise les sources à rejeter des émissions même sans permis, mais prélève alors une taxe d'émission T par unité d'émission supplémentaire. Finalement, il offre une subvention S par permis non utilisé avec $S < T$. Pour autant que le régulateur sélectionne les trois paramètres dont il a le contrôle (E^* , S et T) de manière à maximiser le bien-être, le résultat est au moins aussi bon que celui obtenu avec une taxe ou un système de permis (Robert et Spence, 1976).

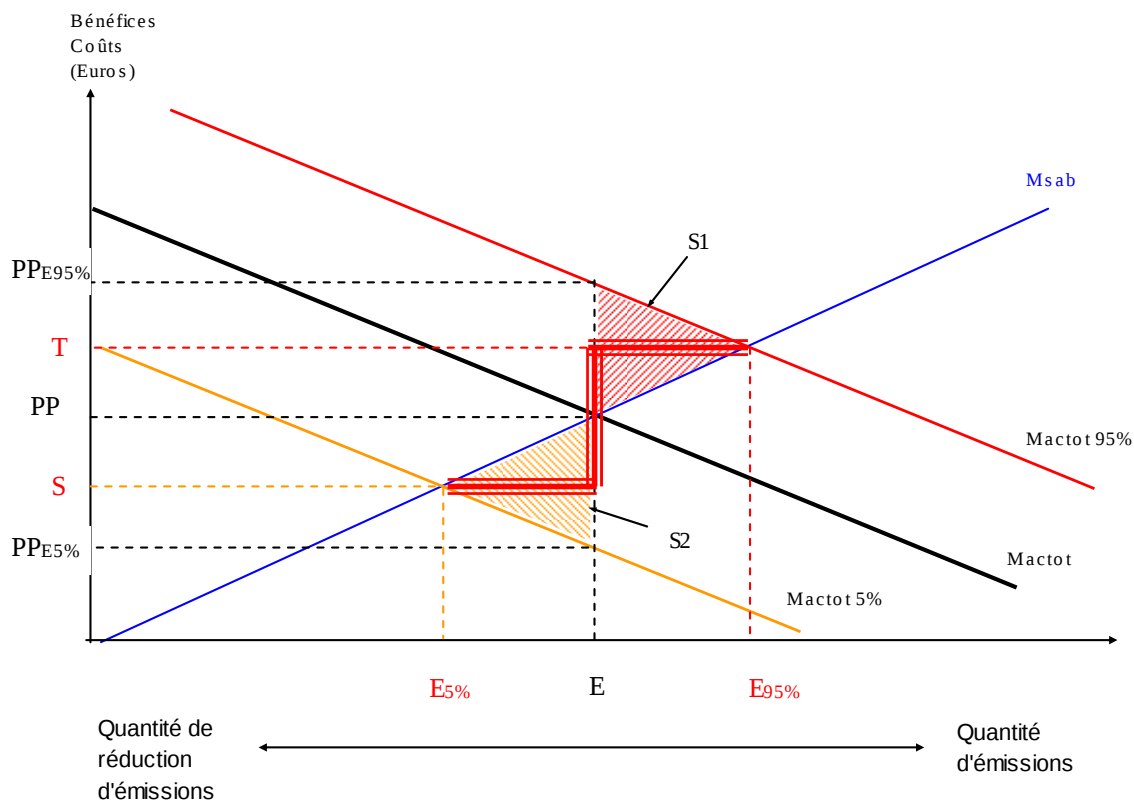
Ceci est possible car nous avons vu que avec un système de permis seul, si les coûts de réduction des émissions ont été sous-estimés, alors les quantités rejetées sont réduites de manière excessive. Cela occasionne un supplément de coût pour les sources et une baisse du gain de bien-être pour la société. Si le système est complété par une taxe, cela offre la possibilité aux sources de payer et de continuer à rejeter des émissions au-delà de la limite imposée par les permis, ce qui leur évite ainsi d'avoir à supporter des coûts de réduction des émissions exorbitants. De même, si les coûts de réduction des émissions ont été surestimés, alors les rejets restent excessifs, ce qui occasionne une baisse du gain de bien-être. Si le système est complété par une subvention à la réduction des émissions, cela permet d'inciter les sources à poursuivre l'effort de réduction des émissions pour se rapprocher de l'optimum réel (Gastaldo, 1999). Avec un tel système, à l'équilibre, la subvention S est toujours inférieure au prix des permis lui-même toujours inférieur à la taxe. Le prix des permis étant encadré, les

déviances constatées en situation d'incertitude avec un système de permis seul sont désormais contrôlées (voir *figure 1*).

L'adjonction d'un plafond et d'un plancher limite donc les conséquences de l'incertitude et de la mauvaise détermination de la quantité à allouer qui en découle (Criqui et Viguiier, 2000). Lorsque le prix des permis se fixe dans la fourchette $[S; T]$, le système hybride fonctionne comme un système de permis classique avec une perte de bien-être plus ou moins grande en fonction de l'ampleur de l'erreur commise. Mais, chaque fois que le marché de permis seul aurait donné des performances médiocres et que le prix d'échange se serait élevé au-dessus de T ou effondré en dessous de S , le système hybride permet de basculer dans un régime de taxe ou de subvention. Le prix des permis ne sortira donc pas de la fourchette $[S; T]$ et, grâce à cet instrument le régulateur sait à priori, que l'effort de réduction des émissions sera encadré et que le niveau des émissions demeurera à l'intérieur d'un intervalle¹⁸. Le système hybride conduit également à l'adaptation de la valeur du niveau de E et à son déplacement vers la quantité socialement optimale, ce qui n'est pas le cas avec un système de permis seul.

Figure 1 : Régulation par un système hybride en situation d'incertitude sur la courbe de coût marginal.

¹⁸ Un problème évoqué dans la littérature et dont nous avons pu vérifier la réalité de l'existence dans la pratique concerne les variations potentiellement importante de prix qui peuvent avoir lieu sur le marché de permis. Notamment si la quantité de permis mise sur le marché est trop élevée, l'effort demandé aux sources n'est pas suffisant et le prix des permis devient très bas. Stabiliser les anticipations par une limitation de l'intervalle de variation de prix comme avec ce système est alors intéressant. Le régulateur devra toutefois trouver les ressources pour racheter des permis au prix S (Jacoby et Ellerman, 2004).



En situation d'incertitude, le système hybride fait donc mieux que la taxe ou que le marché de permis négociables ce qui peut paraître assez logique étant donné que le régulateur a trois paramètres à sa disposition (E , S et T) au lieu d'un seul. Dans la réalité, où l'incertitude est plutôt la règle, l'utilisation de systèmes hybrides paraît donc intéressante et pourrait amener des gains substantiels en termes de résultat et de flexibilité. Dans son étude sur l'effet de serre, Pizer (2002) arrive à cette conclusion mais trouve des gains faibles (de l'ordre de 2%) pour un système hybride par rapport à une taxe. Dans la pratique, le système peut en outre apparaître comme relativement compliqué et les sources manifestent une certaine réticence à la combinaison de système de permis et de taxes, ce qui explique en partie le manque d'expérimentations avec des systèmes de ce type (OCDE, 2007).

3.2. Non respect des hypothèses et prise en compte de l'hétérogénéité entre les sources d'émission.

Si l'incertitude complique la régulation à l'optimum, il existe des situations où celui-ci peut tout simplement ne pas être déterminé. Cela nous amène progressivement à abandonner l'idée de régulation à l'optimum. La question de savoir quels critères de choix entre les instruments le régulateur va retenir se complique alors.

3.2.1. Non respect des hypothèses de convexité et d'information parfaite.

Dans le modèle de régulation à l'optimum, plusieurs hypothèses sont formulées, dont la vérification en présence d'externalités ou en pratique s'avère improbable. La question se pose donc de savoir si les raisonnements élaborés dans le cadre strict du modèle de base de la

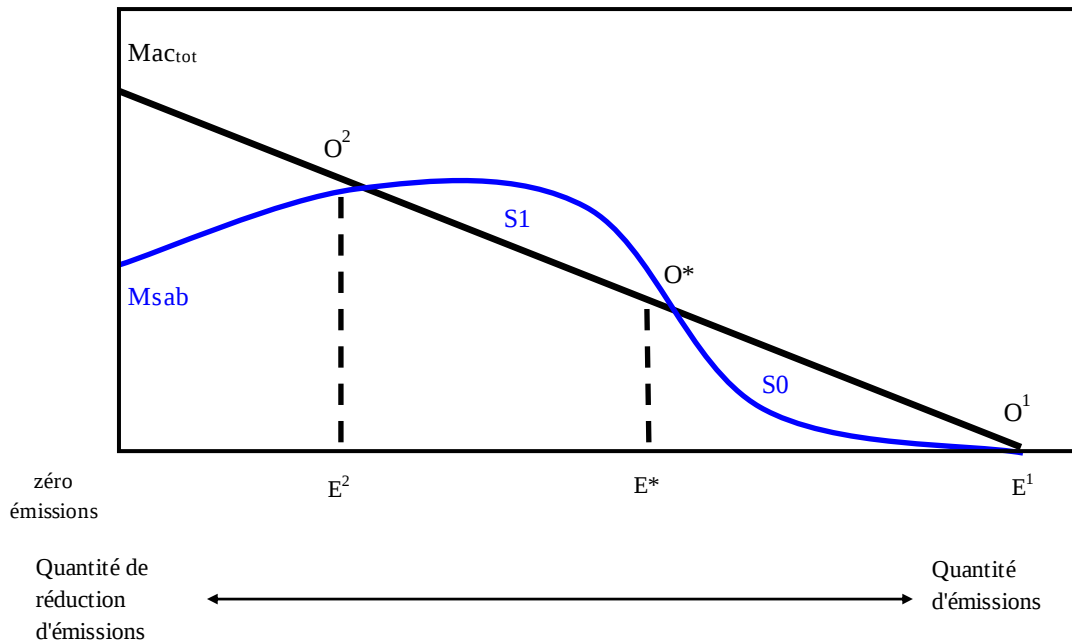
théorie sont affectés lorsque ces hypothèses sont abandonnées. Ainsi, l'hypothèse de convexité assure l'unicité et la stabilité de l'équilibre obtenu. Or en présence d'externalités, cette hypothèse n'est plus forcément vérifiée (Xepapadeas, 1997). Cela entraîne une confusion sur la politique à observer en raison de l'existence potentielle d'une multitude de prix d'équilibre¹⁹. Le régulateur se trouve alors dans l'incapacité de juger de la pertinence de ces recommandations et il ne peut pas non plus déterminer si son action doit se poursuivre dans un sens plus répressif ou plus accommodant. L'optimum n'étant pas déterminé, il n'est pas possible pour le régulateur de chercher à le faire respecter.

En effet, imaginons une situation où la courbe de bénéfice marginal de réduction des émissions, à partir d'un certain seuil, devient décroissante. Cela peut être le cas lorsque le niveau d'émission est tel que des dommages irréversibles ont été causés ou que des agents mettent en œuvre des mesures de protection contre les nuisances. Le bénéfice de la réduction d'une seule unité d'émission est alors négligeable. Par exemple, dans une région saturée de constructions et d'industries, après avoir subi une urbanisation et une industrialisation anarchique pendant de nombreuses années, la disparition d'une habitation ou la fermeture d'une usine n'apporteront sans doute qu'un bénéfice négligeable. Ce n'est qu'à partir d'un certain nombre de destructions que les premiers bénéfices pour la société seront réalisés. Cela va se traduire par l'existence d'un seuil minimal de réduction d'émissions à atteindre avant que les bénéfices ne se manifestent et que la courbe de bénéfice social ne retrouve son caractère normal (Helfand et Rubin, 1994). Nous ne sommes alors plus en présence d'un équilibre unique (E^*) mais de trois, dont deux seulement ($E1$ et $E2$) sont des équilibres stables (voir *figure 2*). En effet, d'une part, le coût de réduction des émissions est supérieur au bénéfice de cette réduction. La mise en œuvre d'un instrument pour réduire les émissions n'est donc pas socialement souhaitable. D'autre part, le coût de réduction des émissions est inférieur au bénéfice de cette réduction. Il y a par conséquent un gain social à réduire les émissions en dessous et au-delà de E^* . En ce qui concerne maintenant le choix entre $E1$ et $E2$, les choses sont beaucoup moins évidentes. En effet, en admettant que la courbe de bénéfice marginal observe une déviation symétrique par rapport à la courbe de coût marginal de chaque côté de E^* ²⁰, il n'est pas possible pour le régulateur de déterminer quel niveau d'émission est socialement le plus souhaitable. En $E1$ comme en $E2$, la différence entre bénéfice et coût total de réduction des émissions est identique et nulle. La multiplicité d'équilibres qui ne peuvent être comparés ex-ante rend donc illusoire la définition d'une politique optimale. En situation d'incertitude, les politiques de régulation environnementale risquent donc de conduire à des niveaux d'émissions excessifs ou à imposer des efforts de réduction injustifiés Burrows (1995). Par conséquent, le non respect de l'hypothèse de non convexité dû à l'existence d'externalités apparaît comme une objection sérieuse à la détermination de l'optimum.

Figure 2 : non respect de l'hypothèse de convexité et équilibres multiples.

¹⁹ Ou de l'absence d'équilibre. Nous nous arrêtons cependant ici à la présentation du cas où la fonction de bénéfice de réduction des émissions n'est pas convexe.

²⁰ Ou en situation d'incertitude.



Outre l'hypothèse de convexité, l'hypothèse d'information parfaite est centrale dans la détermination de l'optimum, car elle assure que les courbes de coût et de bénéfice de réduction des émissions sont évaluablement monétaires sans coûts et sont connues par l'ensemble des agents (Xepapadeas, 1991). Or, dans la réalité, l'information est toujours imparfaite et il faut donc évaluer les bénéfices et les coûts de réduction des émissions pour déterminer l'optimum. En ce qui concerne les bénéfices de la réduction des émissions, le problème, même si les progrès accomplis en font aujourd'hui un instrument de premier plan d'aide à la décision, est que l'évaluation des bénéfices reste difficile et controversée sur le plan des résultats (Pearce et al., 2006). Tout d'abord, pour pouvoir évaluer les bénéfices de la réduction des émissions, il faut être en mesure d'imputer l'impact écologique et sanitaire exact de chaque unité d'émission, ce que ne permet généralement pas l'état actuel des connaissances scientifiques. De plus, l'estimation repose uniquement sur les préférences humaines, à un instant donné dans le temps. Or l'environnement est non linéaire par nature, il se caractérise par l'existence d'effets de seuil, d'irréversibilités (perte de biodiversité par exemple) et les dommages qui l'affectent peuvent parfois affecter plusieurs générations (déchets nucléaires, effet de serre par exemple). La capacité des évaluations à prendre en compte le bien-être des générations futures, la diversité biologique et la capacité de résilience des écosystèmes est donc relative, et ces éléments risquent de se voir systématiquement sous-évalués (Funtowicz et Ravetz, 1994). Enfin, la quantification en termes monétaires et surtout l'agrégation des effets de la réduction des émissions, s'accompagnent le plus souvent d'un degré d'incertitude élevé. En effet les bénéfices de la réduction des dommages à l'environnement prennent des formes diverses. Il est difficile d'évaluer monétairement les dommages sur les plantes et les organismes vivants, de déterminer le bénéfice de la restauration des paysages, des caractéristiques physiques des écosystèmes, ou encore d'estimer avec précision les conséquences nocives sur la santé et la mortalité humaine. Or pour apprécier le bénéfice de la réduction des émissions, il faut être en mesure de cerner l'ensemble des avantages perdus par ailleurs (Pearce et al., 2006).

En ce qui concerne maintenant les fonctions de coût de réduction des émissions, leur existence est moins sujette à caution et leur estimation est moins controversée même si comme

c'est le cas pour la courbe de bénéfice, les relations entre réduction des émissions et impact environnemental sont parfois difficiles à établir avec précision. L'estimation des courbes de coût d'épuration est donc affectée par une certaine incertitude ce qui peut donner lieu à la révision des objectifs en fonction de l'évolution du degré d'incertitude. Cependant, si le régulateur n'est pas en mesure d'évaluer les coûts de réduction des émissions, les sources, elles, en sont capables, moyennant toujours, bien entendu, un certain degré d'incertitude. En effet, ce sont avant tout les sources qui ont la connaissance des coûts de réduction de leurs émissions et qui sont le plus à même de contrôler leurs rejets. Il s'agit toutefois d'une information privée qu'elles n'ont pas intérêt à révéler (Freixas et al., 1985 ; Modelina et al., 2003). Cela crée de facto une situation d'asymétrie d'information entre le régulateur et les sources et compromet la régulation à l'optimum. En outre, la détermination de l'optimum nécessite que des mesures exactes appropriées et complètes puissent être développées sur les bénéfices et les coûts de réduction des émissions pour l'ensemble des agents individuels, sur un temps suffisamment long, et que cette information soit disponible gratuitement. Or, dès que le cadre d'analyse statique est abandonné, l'optimum et les courbes de coût et de bénéfice de réduction des émissions vont évoluer continuellement (Biglaiser et al., 1995). Une politique de régulation à l'optimum devrait donc s'assurer en permanence de la répercussion effective de ces changements dans ces calculs. Cela conduirait à une révision incessante des objectifs environnementaux et entraînerait une situation d'incertitude généralisée contraire au besoin d'un minimum de stabilité temporelle exigé par les sources pour adapter leurs actions et leurs investissements (Requate, 2005). D'un point de vue pratique, la détermination de l'optimum apparaît donc improbable. De même l'évaluation des bénéfices de réduction des émissions est entachée d'une incertitude forte et son évaluation exacte n'est pas possible, ne serait ce que par le coût engendré par celle-ci pour le régulateur, en particulier si les sources d'émission ne sont plus seulement ponctuelles. Cela conduit à abandonner l'idée de régulation à l'optimum pour ne retenir qu'un objectif de régulation et se concentrer sur des politiques de second rang, plus à même de répondre aux défis qui existent en pratique (Goulder et al, 1999). Mais l'impossibilité de déterminer l'optimum n'est pas la seule conséquence de l'abandon de l'hypothèse d'information parfaite. Ainsi, jusqu'à présent, nous avons considéré une situation idéale où les coûts de transaction étaient nuls. L'abandon de l'hypothèse d'information parfaite remet fondamentalement en cause cette hypothèse (Xepapadeas, 1991). Or, les coûts de transaction vont réduire le bien-être en absorbant une partie des ressources, le coût de la politique environnementale s'en trouvant accru.

D'une part, le régulateur est désormais confronté au coût inhérent à l'acquisition d'information, au suivi et au contrôle de conformité des agents. La mesure des quantités d'émissions ainsi que l'ensemble des informations nécessaires à la mise en œuvre du processus de régulation deviennent donc coûteuses. Cela se traduit par l'apparition de coûts d'administration du système de régulation dont le financement va être posé. C'est d'autant plus vrai que, en fonction des analyses à mener, des informations à collecter et de l'importance du réseau de surveillance mis en place par le régulateur, ce coût peut très vite devenir prohibitif et même dépasser le coût de l'investissement dans la réduction des émissions (Tietenberg, 1990). De ce point de vue, la mise en œuvre de normes individualisées risque de se révéler extrêmement coûteuses et de ne pas être envisageable sans prélèvement d'un paiement résiduel. En revanche, le régulateur a besoin de moins d'informations pour une taxe et pour un système de permis négociables car il n'a pas à se préoccuper de la répartition de la contrainte entre les sources. Comme cela a souvent été démontré dans la littérature, les instruments économiques permettent donc un gain en terme de besoin en information pour le régulateur

(Stavins, 1995). D'autre part, les sources vont être affectées dans leurs relations avec le régulateur et avec les autres sources. La prise en compte de ces coûts de transaction s'analyse alors comme un coût supplémentaire qui vient s'ajouter au coût de réduction des émissions²¹. Le problème va vraisemblablement être plus sévère dans le cas des permis négociables. En effet, pour les acheteurs, la recherche d'un partenaire sur le marché des permis et la phase de négociation avec ce vendeur potentiel peuvent s'avérer extrêmement longues et compliquées (Montero, 1998). L'imperfection de l'information laisse en outre une place à l'opportunisme des agents : lors des négociations, le vendeur a intérêt à afficher des coûts marginaux supérieurs à ce qu'ils sont, pour faire augmenter le prix de vente des permis, alors que l'acheteur a intérêt à minimiser les siens, pour faire baisser ce prix. Chacun cherche à s'approprier la plus grande part du gain à l'échange. Au final, il est probable que chaque agent soit plutôt confronté à un ensemble d'acceptabilité, plutôt qu'à un échange de nature optimal (Netusil et Braden, 2001). En raison de ce surcoût à l'échange, les coûts de transaction se traduisent par une baisse du volume de transaction et suppriment des transactions qui auraient été profitables.

En définitive, en situation d'information imparfaite, l'impossibilité de déterminer la courbe de bénéfice de réduction des émissions implique donc que l'optimum n'est pas connu. Il ne peut plus, de ce fait, servir d'objectif environnemental. Cependant, en situation d'incertitude, c'est la courbe de coût de réduction des émissions qui détermine la réponse que chaque agent va apporter à un objectif donné, la courbe de bénéfice servant avant tout à la détermination de l'optimum. La définition d'un objectif déterminé par ailleurs pourrait donc permettre à la régulation de se réaliser sur cette base. L'asymétrie d'information qui caractérise désormais la relation entre l'agence de l'environnement et les sources ainsi que l'existence de coût de transaction vont toutefois venir compliquer singulièrement la détermination de cet objectif et la tâche des autorités environnementales en ce qui concerne le choix entre les instruments de régulation.

3.2.2. Prise en compte de l'effet du changement technique et de l'hétérogénéité entre les sources.

Pour bien comprendre ce qui se passe en présence de changement technique, commençons par examiner comment celui-ci va intervenir sur le modèle de régulation à l'optimum. Supposons que l'apparition d'une nouvelle méthode de traitement des eaux usées plus efficace, techniquement parlant, permette de réduire les émissions à un coût inférieur à ce qu'il était auparavant²². Cela implique un déplacement de la courbe de coût marginal vers la gauche. Il s'agit du cas le plus courant mais l'analyse peut être étendue au cas où une hausse des coûts d'épuration est observée. Dans les deux cas, les instruments de régulation par les quantités sont alors susceptibles d'obtenir les faveurs du régulateur et le paiement pour le droit d'usage de l'environnement est un élément qui va favoriser le progrès technique dans la réduction des émissions (Xepapadeas, 1997).

²¹ D'un point de vue graphique, ils vont venir s'ajouter aux courbes de coûts marginaux de chacune des sources, ce qui aura pour effet de déplacer la courbe de coût marginal total vers la droite.

²² Nous supposons ici que l'adoption d'une technique particulière à un moment donné ne génère pas d'irréversibilités techniques et que le coût représente l'ensemble des charges inhérentes au nouvel équipement.

En ce qui concerne le premier point, imaginons en effet que le régulateur ne connaisse pas la courbe de bénéfice marginal et qu'il se donne pour objectif de réduire les émissions au niveau E^* . S'il opère une régulation par les quantités, l'introduction d'une technique nouvelle ne va pas l'obliger à modifier son système de régulation pour continuer à respecter le seuil actuel E^* . Le prix des permis s'ajustera automatiquement jusqu'à PP^{*2} et les rejets resteront inchangés à E^* . Simplement, le coût de réduction des émissions sera moins élevé et les sources réaliseront une économie de coût d'épuration. En revanche, en admettant que le régulateur ait pour seul but une réduction des émissions au niveau E^* , s'il opère une régulation par les prix, à l'aide par exemple d'une taxe, il devra adapter le taux de cette taxe à la situation créée par l'introduction de la nouvelle technique. Dans le cas présent, il devra abaisser le taux de la taxe jusqu'à T^{*2} . En effet, si le taux restait inchangé, les sources réduiraient certes davantage leurs rejets, mais supporteraient un coût supplémentaire par rapport à celui qui correspond à ce qui leur est demandé, à savoir respecter le niveau E^* . De la même façon, si le coût marginal devait augmenter, la non-révision du taux de taxation entraînerait un dépassement des seuils. La taxe a donc besoin d'être corrigée par l'intervention du régulateur pour intégrer le résultat des changements techniques éventuels au niveau des sources. Cet exemple met l'accent sur l'une des qualités qui est souvent exigée des instruments de régulation, à savoir leur capacité à s'adapter aux changements et à garantir un risque faible pour l'environnement par le maintien des niveaux d'émissions maximaux autorisés lorsque les évolutions sont rapides (Baldurson et Von der Fehr, 2004). Il s'agit d'ailleurs d'une limite des instruments de régulation par les prix que nous avons mis en avant précédemment dans un contexte d'incertitude. Dans la pratique, la mise en œuvre de la régulation à l'optimum apparaît donc compliquée voire impossible. En effet, il est difficilement envisageable pour le régulateur de modifier par exemple le taux de la taxe, ou de changer le niveau des normes, dès lors que les préférences changent, ou que de nouvelles techniques font leur apparition. Il faudrait d'ailleurs, pour qu'il adapte sa réponse que le régulateur bénéficie de l'information nécessaire qui lui permette de déterminer en permanence quelles sont les préférences et les techniques utilisées, ce qui n'est pas réaliste (Xepapadeas, 1991 ; Modelina et al., 2003).

En ce qui concerne le second point, rappelons que, lorsque les sources payent pour l'usage de l'environnement, elles subissent un coût supplémentaire correspondant au paiement de la taxe résiduelle. Si les sources adoptent des techniques plus propres et que la courbe de coût marginal total est remplacée par une courbe de pente inférieure, le montant résiduel payé se réduit. En ce sens, le paiement résiduel pour l'usage de l'environnement est bien une incitation permanente à la réduction des émissions par l'amélioration des techniques de production et d'épuration. Il s'agit donc d'un avantage important de la taxe avec paiement résiduel et des permis avec distribution payante (Montero, 2002). A l'inverse, lorsqu'une norme d'émission est imposée, une source respectueuse de la loi et des règlements n'aura pour toute ambition que d'atteindre cette norme. Une fois qu'elle est en règle, rien ne l'incite plus à faire mieux que la norme²³. Les sources seront d'autant moins incitées à faire spontanément mieux que la norme, qu'elles craindront que le régulateur soit alors tenté d'entériner les améliorations constatées par un renforcement général des normes. Dans ce sens, les normes vont avoir tendance à pérenniser un état donné de la technique. Elles ne présentent pas cette qualité de double incitation permanente à la réduction des émissions d'une part et au progrès technique d'autre part (Jaffe et Stavins, 1995).

²³ Sauf éventuellement dans la pratique pour des raisons morales ou tenant à l'image de la source et de ces produits si il s'agit d'une firme, avec la possibilité d'exploiter cette image à des fins de marketing.

Un autre élément qui va intervenir dans le choix des instruments, et que nous n'avons évoqué que partiellement dans le cadre du modèle théorique, porte sur l'impact de chaque instrument sur des sources qui sont habituellement hétérogènes. En effet, les instruments ne pénalisent pas chaque source de la même manière en terme de coût net total de réduction des émissions (Wu et Babcock, 2001 ; Newell et Stavins., 2003). Faisons ici l'hypothèse que cela s'explique par le fait que les sources utilisent des techniques différentes, ou que certaines sont plus anciennes et ne bénéficient pas de la technologie la plus récente. Le régulateur est alors confronté à une multitude de sources hétérogènes du point de vue de leur technique de réduction des émissions, dont chacune supportera l'instrument qui lui impose le coût le moins important. En élargissant l'analyse, voyons plus précisément quel va être l'impact de cette hétérogénéité pour le choix des instruments. Pour cela, considérons le coût total de la réduction des émissions dans le cadre des hypothèses du modèle théorique :

$$C_i = C_i(r_i) = \alpha_i r_i^2 \quad (32)$$

où nous avons fait l'hypothèse que α_i représentait uniquement la plus ou moins grande efficacité technique de chaque source. Pour les différents instruments, le coût total de réduction des émissions est alors²⁴ :

$$C_i = \alpha_i (e_i^0 - N)^2 \text{ pour la norme uniforme,} \quad (33)$$

$$C_i = \alpha_i \left(\frac{T}{2\alpha_i}\right)^2 = \frac{T^2}{4\alpha_i} \text{ pour la taxe,} \quad (34)$$

$$C_i = \alpha_i \left(\frac{PP}{2\alpha_i}\right)^2 + PP * \left[\left(e_i^0 - \frac{PP}{2\alpha_i} \right) - I \right] = -\frac{PP^2}{4\alpha_i} + PP * (e_i^0 - I) \quad \text{pour les permis d'émission négociables.} \quad (35)$$

Pour faciliter la compréhension du modèle, commençons par faire l'hypothèse que les émissions initiales sont identiques entre toutes les sources et que, dans le cas des permis, l'allocation initiale est égale à ce qu'impose la norme uniforme par ailleurs²⁵. En raisonnant toutes choses étant égales par ailleurs, le coût peut alors être analysé comme une fonction de la seule efficacité technique α_i . D'un point de vue graphique et comme illustré sur la *figure 3*, nous constatons que la taxe met relativement plus à contribution les sources qui présentent les coûts marginaux d'épuration les plus faibles, c'est-à-dire celles qui sont les plus anciennes où qui ne bénéficient pas des techniques de réduction de leurs émissions les plus récentes. La norme uniforme et les permis négociables par le jeu de la vente et de l'achat de permis, limitent au contraire l'impact négatif de la régulation sur ces sources. Il est également intéressant de constater que la norme uniforme est toujours plus pénalisante que les permis

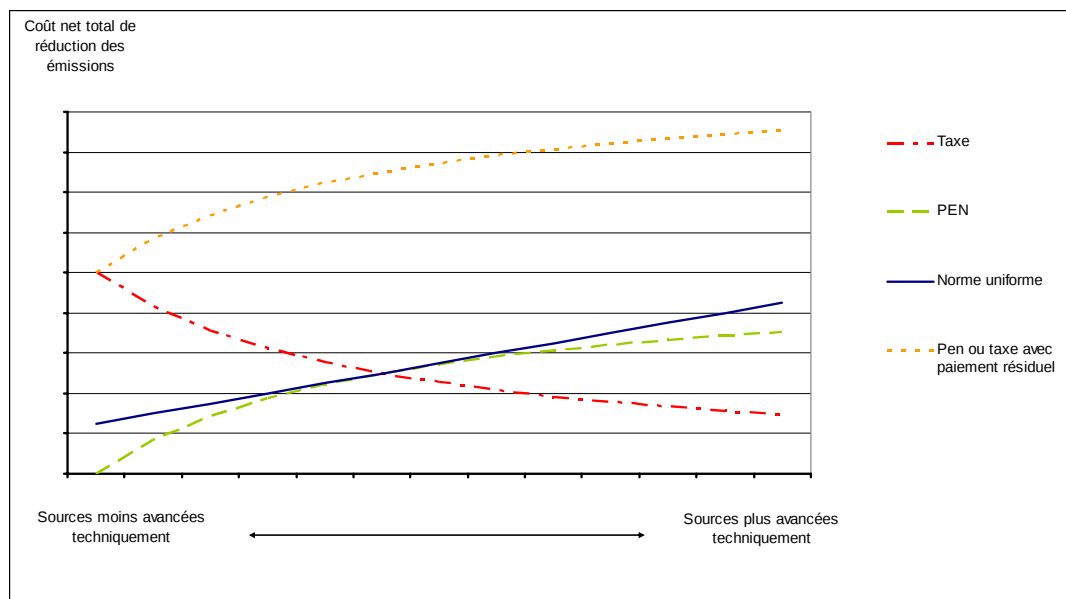
²⁴ Avec N la valeur de la norme, avec T la taux de la taxe, avec PP le prix des permis, I l'allocation initiale de permis et e_i^0 le niveau initial d'émission en l'absence de régulation.

²⁵ Il est possible de relâcher ces hypothèses et de supposer, par exemple, que les sources les moins efficaces d'un point de vue technique, sont aussi celles qui rejettent le plus d'émissions. Cela impacte la forme des courbes mais ne remet pas en cause les résultats.

négociables, mais qu'en revanche, elle est seulement plus pénalisante pour les sources les plus efficaces techniquement par rapport à la taxe. Toutes choses étant égales par ailleurs, l'utilisation d'un instrument préférablement à un autre n'aura pas la même influence sur des sources qui utilisent des techniques de réduction de leurs émissions plus ou moins efficaces.

De même, il apparaît que l'évolution et l'apparition de nouvelles techniques peuvent conduire à des changements dans la sensibilité vis à vis des instruments utilisés (Bruneau, 2004). En faisant l'hypothèse que les sources les plus anciennes sont les moins à même d'être efficaces d'un point de vue technique dans la réduction de leurs émissions, celles-ci auront tendance à soutenir l'emploi d'une norme et des permis négociables plutôt qu'une taxe. Cependant, cela est vrai seulement dans la mesure où elles ne payent ni la taxe résiduelle ni les permis (Montero, 2002). Lorsque les sources doivent verser ce paiement, les courbes correspondantes au coût imposé par la taxe ou par les permis se confondent. Il s'agit du résultat que nous avons déjà identifié, à savoir que la taxe et les permis négociables sont complètement équivalents du point de vue de leur impact sur les sources d'émission lorsque celles-ci doivent payer pour l'usage de l'environnement. En terme de choix d'instrument, la situation est aussi identique à ce que nous avons décrit précédemment, à savoir que les propositions de taxes avec paiement résiduel et de permis avec distribution payante sont les plus défavorables du point de vue des sources.

Figure 3 : Coût de la régulation lorsque les sources diffèrent dans leur capacité technique à réduire les émissions.



Si l'on développe encore l'analyse en considérant maintenant également l'impact du niveau initial d'émission sur le coût de réduction des émissions, et donc sur l'impact financier des sources concernées, nous constatons que les permis négociables corrigent certains défauts de la taxe et de la norme (Hochman et Zilberman, 1978). Ainsi une taxe permet d'atteindre un niveau donné d'émissions en éliminant les sources qui utilisent les techniques les plus anciennes, mais certaines sources continuent à rejeter des quantités élevées d'émissions. Le régulateur pourra donc être accusé de ne pas tout mettre en œuvre pour préserver la qualité

environnementale. Une norme uniforme permet d'atteindre le même niveau en éliminant les firmes les plus émettrices, mais certaines des sources qui disparaissent sont des sources qui utilisaient des techniques modernes de réduction de leurs émissions. Dans le même temps certaines sources utilisant des techniques plus anciennes continuent d'opérer. Le régulateur pourra dans ce cas être accusé d'avoir imposé une régulation trop stricte, qui a pénalisé des sources en pointe dans l'adoption de techniques de réduction de leurs émissions plus efficaces. Les permis négociables, s'ils ne permettent pas de répondre entièrement à ces critiques, permettent néanmoins d'en relativiser fortement l'ampleur. En effet, avec un système de permis, une partie des sources initialement pénalisées sont préservées par rapport respectivement à la régulation avec la norme uniforme et avec la taxe. Il s'agit donc d'un avantage que le régulateur pourra prendre en considération lorsqu'il devra se déterminer sur le choix d'un instrument particulier et que des négociations s'engageront avec les sources.

3.2.3. Retour sur le choix entre les instruments de régulation : au-delà de la seule efficacité économique ?

Dans le cas de la régulation environnementale, le choix entre les instruments est d'autant plus difficile que le processus décisionnel va être affecté par la forte incertitude scientifique qui entoure la plupart des questions relatives à la protection des milieux naturels. Une partie des sources d'émissions ne manque donc jamais l'occasion de mettre en avant les conséquences potentiellement désastreuses en termes macro-économiques ainsi que sur l'emploi de la mise en œuvre d'une régulation environnementale. A l'inverse, certains "défenseurs de l'environnement" ont, eux, tendance à systématiquement dramatiser les enjeux. Il revient alors au régulateur de fonder son jugement sur l'information dont il dispose par ailleurs. Dans ce processus, les économistes ont eu une influence limitée sur la définition des politiques environnementales, il est alors compréhensible que les résultats obtenus s'éloignent d'autant de l'optimum et de la situation idéale envisagée dans le modèle théorique (Cropper et Oates, 1992). Mais ce n'est évidemment pas la seule raison et, dans l'application des politiques environnementales, plusieurs autres considérations prennent une place parfois aussi importante que l'efficacité économique. Cette question est d'ailleurs étroitement liée à l'acceptabilité sociale et politique des instruments de régulation.

Pour comprendre cela, revenons tout d'abord sur le choix entre les instruments dans le cadre simple du modèle théorique où le régulateur cherche à maximiser le bien-être total. Le cas où il n'y a pas de régulation, et donc pas de réduction des émissions, ainsi que le cas de l'interdiction totale des rejets, apparaissent comme les plus défavorables. Le gain de bien-être attendu est en effet inférieur à celui obtenu avec l'utilisation de tous les autres instruments²⁶. De même, en théorie, le régulateur devrait écarter le recours à la norme uniforme car celle-ci n'assure pas une régulation au moindre coût et entraîne un gain de bien-être moins important. La subvention, outre la question de son financement, peut également, comme nous l'avons vu, poser de nombreux problèmes et n'apparaît pas comme une alternative entièrement satisfaisante. Reste le choix entre les normes individualisées, la taxe et les permis négociables

²⁶ Rappelons que nous ne nous intéressons pas ici à des émissions d'une dangerosité telle que leur interdiction pure et simple est nécessaire. Dans de tels cas, il est en effet possible que l'interdiction entraîne un bénéfice pour la société largement supérieur aux coûts induits par ailleurs et qu'un gain de bien-être supérieur à celui obtenu avec un autre instrument de régulation soit réalisé.

avec ou sans paiement résiduel. Du point de vue de leurs gains en terme de bien-être total, ces instruments offrent tous le même résultat mais entraînent une répartition des richesses différente (Malueg, 1990 ; Verhoef, 1999). Il apparaît que les sources seront plutôt en faveur des instruments qui font qu'elles n'ont pas à payer pour l'usage de l'environnement (normes individualisées, taxes et permis négociables sans paiement résiduel). En se plaçant maintenant du point de vue des victimes²⁷, nous constatons que, en terme de bien-être, celles ci sont relativement indifférentes au choix d'un instrument par rapport à un autre. Rappelons que l'effet de la redistribution éventuelle des montants perçus par le régulateur n'est ici pas pris en compte. Quant aux intérêts de l'autorité gouvernementale, ils vont évidemment dans le sens du choix des instruments avec lesquels les sources d'émissions payent pour l'usage de l'environnement (taxe et permis négociables avec paiement). Le régulateur va donc devoir arbitrer entre les intérêts des parties concernées, à savoir les sources d'émissions, les victimes et l'autorité gouvernementale dont il dépend.

En faisant l'hypothèse d'un régulateur conservateur, celui-ci préférera un instrument qui est déjà employé dans son environnement le plus proche et avec lequel une certaine expérience a été accumulée. Cela permet d'expliquer en partie, par exemple, pourquoi dans la réalité, les normes connaissent encore un tel succès (Cole et Grossman, 1999). Un régulateur plus sensible à l'équité environnementale de son action, aura, lui, tendance à faire payer les sources d'émissions pour l'usage de l'environnement et donc pour leurs rejets résiduels, alors que, avec les normes individualisées, il cède implicitement ce droit. Un tel régulateur choisira dès lors plutôt soit une taxe, soit un système de permis négociables avec paiement. Enfin un régulateur qui souhaite concilier efficacité environnementale et économique, sans pour autant imposer une charge supplémentaire aux sources, s'orientera vers les systèmes de normes individualisées, de taxe et de permis sans paiement. Le choix dépend donc fortement de l'hypothèse qui est faite sur le comportement du régulateur (Verhoef, 1999). En outre, force est de constater que, lorsque le cadre du modèle théorique est abandonné, le régulateur va devoir composer avec les intérêts contradictoires qui s'expriment à travers le champ politique. Les critères de choix mis en avant dans le modèle théorique, à savoir l'efficacité environnementale et l'efficacité économique des instruments, n'en demeurent pas moins les deux critères principaux par lesquels tout instrument et même plus généralement toute politique environnementale vont être évalués.

Toutefois, l'abandon des hypothèses du modèle initial va introduire des contraintes et des coûts supplémentaires jusque-là non pris en compte et qui vont peser sur le choix des instruments. Implicitement, même si certains de ces critères sont incorporés dans le critère d'efficacité économique, leur impact est suffisamment important pour que cela justifie leur mention séparément (Goulder et al., 1999). Ainsi, le relâchement de l'hypothèse d'information parfaite entraîne l'apparition de coûts de transaction. Pour le régulateur, ils vont se traduire en termes de coûts administratifs pour la gestion du système de régulation et pour l'acquisition des informations sur les sources. Par conséquent, les instruments nécessitant peu d'information pour être mis en œuvre bénéficient d'un avantage car ils économisent le coût d'acquisition de cette information. Sur ce point, il faut évoquer le critère qui concerne la qualité de double dividende de certains instruments dont les revenus perçus vont désormais éventuellement permettre de financer l'ensemble des frais induits par le système de régulation. Ce critère est

²⁷ Ces dernières peuvent désigner la société dans son ensemble mais seront le plus souvent représentées par des organismes en charge de la protection des ressources environnementales.

en outre lié à la question de l'équité du système de régulation. Même si ce terme n'est pas clairement défini, il est communément admis de considérer qu'un instrument est plus équitable à partir du moment où les sources payent pour l'usage de l'environnement. Enfin, nous avons également vu que les coûts de transaction allaient affecter les sources d'émissions dans leurs relations avec le régulateur et dans leurs relations réciproques avec les autres sources, impactant ainsi potentiellement la capacité des instruments de régulation considérés. Il s'agit là de critères ayant un caractère statique, mais certains instruments présentent également, en dynamique et sur le long terme, un caractère incitatif à l'adoption d'innovations techniques ou en terme de production propre (Jaffe et Stavins, 1995). En effet, certains instruments permettent d'atteindre un niveau donné d'émissions en pénalisant les firmes les plus émettrices, mais certaines des sources pénalisées sont justement celles qui utilisaient des techniques modernes de réduction de leurs émissions et de production. Ces instruments ne favorisent de ce point de vue pas vraiment l'innovation technique. Il convient donc d'évaluer et de prendre en compte cet élément, le fait pour un instrument de favoriser le progrès technique, étant vu comme positif d'un point de vue environnemental en admettant que les techniques les plus récentes permettent des rejets moindres d'émissions.

Un autre critère concerne la simplicité des instruments et de leurs modalités d'application. En effet, un instrument simple sera au final plus efficace au niveau environnemental et économique, car mieux compris par l'ensemble des agents. Il demandera en outre pour être appliqué moins d'information que des instruments plus compliqués. Dans le même ordre d'idée, la capacité d'adéquation des instruments au système de régulation existant va peser sur le choix du régulateur habitué à une certaine culture et à des pratiques bureaucratiques installées (Godard et Salles, 1991)²⁸. L'idée est que, plus un instrument est proche de ce qui existe déjà par ailleurs, moins le régulateur aura de difficultés à le mettre en œuvre. Il y a donc un coût d'adaptation pour le régulateur. Cela nous amène à évoquer les critères de l'acceptabilité, de l'instrument. Ceux-ci ayant des intérêts contradictoires, ils vont inévitablement favoriser des instruments différents. Pour le régulateur, il s'agit d'un critère important, notamment parce que le soutien et l'implication des sources vont améliorer l'efficacité économique et environnementale, de la régulation et contribuer ainsi à sa réussite. En pratique, les défaillances sur ce point, en particulier la mauvaise communication et la non-implication des agents, ont souvent été à l'origine du rejet et du mauvais fonctionnement des systèmes mis en œuvre. Enfin, étant donnés les risques de dommages en cas de déversements excessifs d'émissions, mais aussi pour des raisons de sécurité visant à garantir une marge de sûreté, il apparaît qu'un niveau de risque faible est préférable et sera exigé par les politiques environnementales (Mc Kibbin et Wilcoxon, 2003). Les instruments qui permettent d'absorber les effets de l'incertitude et des changements qui ne manqueront pas d'intervenir dans la réalité, paraîtront dès lors plus intéressants pour le régulateur. Ils ne demanderont en effet pas à être constamment adaptés afin de tenir compte des changements technologiques, économiques ou dans les préférences, ce qui se traduira par une plus grande sécurité et une stabilité relative de

²⁸ Dans le *tableau 1*, les instruments ont été jugés par rapport au coût supplémentaire que leur application éventuelle représenterait pour un régulateur habitué à fonctionner avec un instrument de type réglementaire.

la régulation. Il est alors probable que la prise en compte de ce risque amènera le régulateur à opter pour des instruments qui privilégient plutôt un contrôle direct sur les quantités d'émissions. C'est d'ailleurs un autre argument qui est souvent mis en avant pour expliquer pourquoi l'approche réglementaire a été autant utilisée.

Tableau 1 : critères qualitatifs de sélection des instruments de régulation.

	Interdiction	Norme uniforme	Normes individualisées	Taxe simple	Taxe avec paiement	Subvention	PEN CAT simple	PEN BAC simple	PEN attribution payante permis	Combinaison Taxe-subvention	Combinaison PEN-taxe-subvention	laissez faire
Efficacité économique théorique	non	non	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	non
Efficacité environnementale théorique	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	oui	non
Coûts administratifs, besoin en information pour le régulateur	faibles	élevés	très élevés	élevés	faibles	élevés	faibles	élevés	voir PEN	faibles	faibles	très faibles
Double dividende	non	non	non	non	oui	non	non	non	oui	non	non	non
Coûts de transaction, besoin en information pour les sources	très faibles	faibles	faibles	faibles	faibles	faibles	élevés	élevés	élevés	faibles	très élevés	très faibles
Incitation à l'adoption de nouvelles techniques	élevée	faible	élevée	elevée	très élevée	très élevée	élevée	élevée	très élevée	très élevée	très élevée	très faible
Simplicité	très élevée	très élevée	faible	faible	élevée	élevée	élevée	faible	faible	faible	très faible	très élevée
Coût d'adaptation pour le régulateur habitué à fonctionner sur une pratique de type réglementaire	très faible	très faible	très faible	élevé	très élevé	élevé	élevé	faible	très élevé	élevé	élevé	très faible
Acceptabilité (sources d'émissions)	très faible	faible	faible	faible	très faible	très élevée	faible	faible	très faible	élevée	faible	très élevée
Acceptabilité (victimes)	très élevée	élevée	élevée	élevée	très élevée	très faible	élevée	élevée	très élevée	très élevée	élevée	très faible
Réduction du risque pour l'environnement	très élevée	élevée	élevée	faible	faible	faible	élevée	élevée	élevée	élevée	élevée	très faible

Le choix du régulateur entre les différents instruments est donc conditionné par une série de critères et, outre l'efficacité économique et environnementale, un instrument devra répondre le mieux possible à chacun d'entre eux. Le *tableau 1* reprend ces critères et décrit comment les instruments étudiés jusque-là se comportent vis-à-vis de chacun d'entre eux²⁹. Le résultat est qu'il n'existe en réalité pas d'instrument idéal qui répondrait à tous les critères en même temps (Bohm et Russel, 1985 ; O'Ryan, 2006). Cela s'explique en partie par le fait que certains, comme l'acceptabilité par les sources et par les victimes, sont contradictoires par nature. Il ne faut en outre pas oublier que la régulation ne s'inscrit pas uniquement dans un cadre statique. Le poids relatif attribué à chaque critère peut en effet évoluer au cours du temps. Certains instruments qui initialement n'avaient pas obtenus la préférence du régulateur pourront donc, après une certaine période, à nouveau apparaître comme un recours intéressant. L'existence de nombreux critères ne signifie pas non plus que l'efficacité économique soit reléguée au second plan. Au contraire, il s'agit de plus en plus d'un critère de premier plan qui, en raison de la compétition économique exacerbée, est constamment mis en avant par les institutions internationales. Le choix entre les différents instruments est donc relativement difficile sur la base de ces seuls critères. Seules les deux situations extrêmes de laisser-faire et d'interdiction totale ressortent comme étant celles qui présentent le moins d'avantages et qui sont les moins susceptibles de faire l'objet d'un consensus. Le choix d'un instrument va donc finalement avant tout dépendre de l'importance relative qui sera accordée à chaque critère et de l'arbitrage qui va s'opérer lors de la prise de décision.

4. Conclusion.

Du point de vue de la théorie économique, l'autorité de régulation environnementale a pour objectif d'atteindre le niveau optimal d'émissions. Elle a pour cela à sa disposition deux moyens pour corriger le comportement des acteurs, soit leur imposer une action, soit orienter leur action en modifiant les paramètres qui entrent dans leurs calculs. Ces deux modalités d'intervention correspondent respectivement à l'utilisation d'instruments réglementaires ou économiques, l'arbitrage entre les instruments étant effectué à partir de la reconnaissance de leur efficacité économique à atteindre l'objectif de la politique environnementale. La subvention n'apparaît pas comme une alternative entièrement satisfaisante. L'analyse montre en revanche que la norme individualisée, la taxe et les permis négociables sont des solutions efficaces du point de vue économique aussi bien qu'environnemental. Elles permettent de réduire les émissions au niveau socialement optimal et ceci au moindre coût possible. A l'inverse, cette propriété de moindre coût n'est pas vérifiée pour la norme uniforme d'émission.

Toutefois, en situation d'incertitude, l'impact sur le bien-être varie fortement suivant qu'un instrument est utilisé préférentiellement à un autre. Dans un contexte où le régulateur cherche également à réduire le risque pour l'environnement, il semble alors que la régulation par les quantités grâce aux permis négociables offre une alternative plus appropriée de par la sécurité qu'elle procure à travers la réduction du risque pour l'environnement. En situation

²⁹ Nous reprenons ici les critères couramment identifiés dans la littérature économique et la liste établie se veut la plus complète possible mais n'est pas exhaustive. Notamment, comme nous l'avons déjà précisé dans l'introduction, nous ne revenons pas dans ce travail sur la question de l'impact sur les finances publiques de l'emploi des instruments ni sur leurs éventuels effets au niveau macro-économique.

d'incertitude, les systèmes de combinaison d'instruments, malgré leur relative complexité, peuvent en outre apporter une réponse à certaines limites des instruments utilisés seuls. De plus, l'abandon des hypothèses de convexité et d'information parfaite, fait que la courbe de bénéfice social n'est plus connue et que toute idée de régulation à l'optimum devient utopique. Le besoin d'information se traduit par des coûts dont l'impact peut être plus ou moins prononcé. Les permis et la norme uniforme requièrent peu d'informations pour pouvoir être mis en œuvre et réduisent donc le coût indirect de la régulation par rapport aux normes individualisées et à l'approche par les prix en situation d'information imparfaite. L'idée de normes individualisées efficaces, qui demande à ce que le régulateur obtienne de l'information sur chaque source, ne peut vraisemblablement plus être envisagée. La taxe et, dans une moindre mesure, les permis négociables, en pénalisant moins les sources qui disposent des techniques de réduction de leurs émissions les plus efficaces, favorisent en outre la diffusion et l'adoption de ces techniques. Les permis sont néanmoins fortement affectés par les coûts de transaction qui risquent alors d'entraver les échanges. Enfin, la taxe comme les permis sont susceptibles de procurer une source de revenus aux autorités de régulation lorsque l'usage de l'environnement devient payant.

En définitive, lorsque que l'ensemble des critères de sélection qui se dégagent est considéré, le choix entre les instruments reste indéterminé sans le recours à des hypothèses supplémentaires sur le régulateur et les sources. Le critère d'efficacité, s'il reste fondamental lors du choix d'un instrument de régulation, ne suffit plus à conclure et le régulateur est notamment contraint de composer avec les intérêts le plus souvent contradictoires des agents. En fonction de l'importance plus ou moins grande que prendra un critère ou un agent par rapport à un autre, certains instruments pourront être favorisés. La question des critères de sélection retenus ainsi que de la pertinence des hypothèses qui sont faites est alors posée. Dès lors, l'étude du modèle de régulation et des formes empiriques de régulation devient nécessaire car elles seules permettent de juger avec plus de pertinence de l'opportunité de recourir préférentiellement à certains instruments. Le cadre institutionnel dans lequel va se dérouler la régulation va donc avoir une influence déterminante sur les choix du régulateur et sur l'adoption éventuelle des instruments.

Références bibliographiques.

- Adar Z., Griffin J.M. (1976). Uncertainty and the choice of pollution control instruments. *Journal of Environmental Economics and Management* 3, pp 178-188.
- Baldurson F.M., Von der Fehr N.H.M. (2004). Price volatility and risk exposure: on marked based environmental policy instruments. *Journal of Environmental Economics and Management* 48, pp 682-704.
- Baumol W.J., Oates W.E. (1988). *The theory of environmental policy*. 2nd ed, Cambridge University Press, Cambridge (UK), 299p.
- Biglaiser G.J., Horowitz K., Quiggin J. (1995). Dynamic pollution regulation. *Journal of Regulatory Economics* 8, pp 33-44.
- Bruneau J. F. (2004). A Note on Permits, Standards, and Technological Innovation. *Journal of Environmental Economics and Management* 48, pp 1192-1199.
- Bovenberg A.L., De Mooij R.A. (1994). Environmental Levies and Distortionary Taxation. *American Economic Review* 84(4), pp 1085-1089.
- Bovenberg A.L., Goulder. L.H. (2002). Environmental taxation and regulation. In: *Handbook of Public Economics*, A.J. Auerbach and M. Feldstein eds, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp 1471-1545.
- Bohm P., Russel C.S. (1985). Comparative analysis of alternative policy instruments. In: *Handbook of natural resources and energy economics*, A.V. Kneese and J.L. Sweeney eds, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, pp 395-460.
- Boyd J. (2003). Water pollution taxes: a good idea doomed to failure? RFF discussion paper 03-20. 30p.
- Burrows P. (1995). Nonconvexities and the theorie of external costs. In: *The Handbook of Environmental Economics*, D.W. Bromley ed, Basil Blackwell, Oxford (UK), pp 243-271.
- Cole D.H., Grossman P.Z. (1999). When is command-and-control efficient? Institutions, technology and the comparative efficiency of alternative regulatory regimes for environmental protection. *Wisconsin Law Review* 887, pp 889-892.
- Conrad K. (2002). Computable General Equilibrium Models in Environmental and Resource Economics. In: *the International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2002/2003: A Survey of Current Issues*, T.H. Tietenberg and H. Folmer, eds, Edward Elgar, Northampton (Ma), pp 66-114.
- Cramton P., Kerr S. (2002). Tradeable carbon permit auctions. How and why to auction not grandfather. *Energy Policy* 30 (4), pp 333-345.
- Criqui P., Viguier L. (2000). Régulation des marchés de droit d'émissions négociables pour le CO₂ : une proposition de plafonds pour les quantités et pour les prix. *Document de travail, Institut d'Economie et de Politique de l'Energie*, Grenoble (FR), 21p.
- Cropper M.L., Oates W.E. (1992). Environmental Economics: a survey. *Journal of Economic Literature* 30, pp 675-740.
- Ellerman et al., (2000). *Markets for clean air: the US Acid Rain Program*. Cambridge University Press, New York, 384p.
- Franciosi R., et al. (1992). An experimental investigation of the Hahn-Noll revenue neutral auction for emissions licences. *Journal of Environmental Economics and Management* 24, pp 1-24.
- Freixas X., Guesnerie R., Tirole J. (1985). Planning under incomplete information and the ratchet effect. *Review of Economic Studies* 52(2), pp 173-191.
- Frey B.S. (1992). Pricing and regulation affect environmental ethics. *Environmental and Resource Economics* 2, pp 399-414.
- Funtowicz S.O., Ravetz J.R. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* 10, pp 197-207.

- Gastaldo S. (1999). Permis négociables et mesures fiscales : comment les combiner ? *Article présenté au Colloque du Piree sur l'efficacité des politiques publiques face à la gestion de l'environnement et des ressources naturelles*, Strasbourg (FR), 16p.
- Godard O., Salles J.-M., (1991). Entre nature et société, les jeux de l'irréversibilité dans la construction économique et sociale du champ de l'environnement. Dans : *les figures de l'irréversibilité en économie*, R. Boyer, B. Chavance et O. Godard eds, EHESS, Paris, pp 233-272.
- Godard O. (2001). *La conception et l'application des permis transférables nationaux dans les politiques d'environnement*. Editions de l'OCDE, Paris, 118p.
- Goulder L.H. (1995). Environmental taxation and the double dividend: a readers' guide. *International tax and public finance* 2, pp 157-183.
- Goulder L.H., et al. (1999). The cost-effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting. *Journal of Public economics* 72, pp 329-360.
- Hahn R.W., Noll R.G. (1982). Designing a Market for Tradable Emission Permits. In: *Reform of Environmental Regulation*, W. A. Magat eds, Cambridge (Mass), pp 119-146.
- Helfand G.E., Rubin J. (1994). Spreading versus Concentrating Damages: Environmental Policy in the Presence of Nonconvexities. *Journal of Environmental Economics and Management* 27, pp 84-91.
- Hepburn C. (2006). Regulation by prices, quantities, or both: a review of instrument choice. *Oxford review of economic policy* 22(2), pp 226-247.
- Hochman E., Zilberman D. (1978). Examination of environmental policies using production and pollution microparameter distributions. *Econometrica* 46 (4), pp 739-760.
- Hoel M., Karp L. (2001). Taxes and quotas for a stock pollutant with multiplicative uncertainty. *Journal of public economics*, 82, pp 91-112.
- Jacoby H.D., Ellerman A.D. (2004). The safety valve and climate policy. *Energy policy* 32, pp 481-491.
- Jaffe A., Stavins R. (1995). Dynamic incentives of environmental regulations: the effects of alternative policy instruments on technology diffusion. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, pp 43-63.
- Kling C.L., Zhao J. (2000). On the long-run efficiency of auctioned vs free permits. *Economics Letters* 69, pp 235-238.
- Kohn R.E (1994). Do we need the entry-exit condition on polluting firms? *Journal of Environmental Economics and Management* 27, pp 92-97.
- Malueg D.A. (1990). Welfare consequences of emission credit trading programs. *Journal of Environmental Economics and Management* 17, pp 66-77.
- Mc Kibbin W.J., Wilcoxon P.J. (2002). Reply to Michaelova: global warming policy. *Journal of economic perspectives* 16(2), pp107-129.
- Modelina A.A., Coggins J.S., Polasky S., Costello C. (2003). Dynamic environmental policy with strategic firms: prices versus quantities. *Journal of Environmental Economics and Management* 45, pp 356-376.
- Montero J.P. (1998). Marketable pollution permits with uncertainty and transactions costs. *Resource and Energy Economics* 20, pp 27-50.
- Montero J.P. (2002). Permits, Standards, and Technology Innovation. *Journal of Environmental Economics and Management* 44, pp 23-44.
- Mumy G.E. (1980). Long run efficiency and property rights sharing for pollution control. *Public Choice* 35(1), pp 59-74.
- Netusil N.R., Braden J.B. (2001). Transaction costs and sequential bargaining in transferable discharge permits markets. *Journal of Environmental Management* 61, pp 253-262.
- Newell R.G., Stavins R.N. (2003). Cost Heterogeneity and the Potential Savings from Market-Based Policies. *Journal of Regulatory Economics* 23(1), pp 43-59.
- OCDE. (2001). *Environmentally related taxes in OECD countries. Issues and strategy*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 133p.
- OCDE. (2007). *Instrument Mixes for Environmental Policy*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 248p.

- Opschoor J.B., Vos H.B. (1989). *Instruments Economiques pour la Protection de l'Environnement*. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris, 159p.
- O’Ryan R.E., (2006). Factors that Determine the Efficiency Ranking of Second-Best Instruments for Environmental Regulation. *Journal of Regulatory Economics* 30(2), pp 179-198.
- Pan J. (2003). Emissions rights and their transferability, equity concerns over climate change mitigation. *International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics* 3, pp 1-16.
- Pearce D., Atkinson G., Mourato S. (2006). *Cost-Benefit Analysis and the Environment: recent developments*. Editions de l'OCDE, Paris, 315p.
- Pezzey J.C.V. (1992). The symmetry between controlling pollution by price and controlling it by quantity. *Canadian Journal of Economics* 25 (4), pp 983-991.
- Pezzey J.C.V. (2003). Emission Taxes and Tradeable Permits - A Comparison of Views on Long-run Efficiency. *Environmental and Resource Economics* 26 (2), pp 329-342.
- Pizer W.A. (1999). The optimal choice of climate change policy in the presence of uncertainty. *Resource and Energy Economics* 21, pp 255-287.
- Pizer W.A. (2002). Combining price and quantity controls to mitigate global climate change. *Journal of Public Economics* 85, pp 409-434.
- Requate T. (2005). Dynamic incentives by environmental policy – A survey. *Ecological Economics* 54, pp 175-195.
- Roberts M.J., Spence M. (1976). Effluent charges and licences under uncertainty. *Journal of Public Economics* 5, pp 193-208.
- Sartzetakis E.S., Mc Fetridge D.G., (1999). Emissions Permits Trading and Market Structure. In: *Environmental Regulation and Market Power*. Edward Elgar, Cheltenham (UK), pp 47-66.
- Stavins (1995). Transaction costs and tradeable permits. *Journal of Environmental Economics and Management* 29, pp 133-148.
- Stavins (1996). Correlated uncertainty and policy instrument choice. *Journal of Environmental Economics and Management* 30, pp 218-232.
- Theeuwes J. (1991). Regulation or taxation. In: *Environmental Protection: Public or Private choice*. D.J. Kraan and R.J. in't Veld eds, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht (NL), pp 51-71.
- Tietenberg T.H. (1990). Economic instruments for environmental regulation. *Oxford Review of Economic Policy* 6(1), pp 17-33.
- Tietenberg T.H. (2007). Tradable Permits in Principle and Practice. In: *Moving to Markets: Lessons from Twenty Years of Experience*, J. Freeman and C. Kolstad eds, Oxford University Press, New York, pp 63-94.
- Verhoef E.T. (1999). Externalities. In: *Handbook of environmental and resource economics*, J.C.H.M. Van Den Bergh ed., Edward Elgar, Northampton (Ma), pp 197-215.
- Weitzman M.L. (1974). Prices vs quantities. *Review of Economic Studies* XLI, October, pp 477-491.
- Wu J., Babcock. B.A. (2001). Spatial Heterogeneity and the Choice of Instruments to Control Nonpoint Pollution. *Environmental and Resource Economics* 18, pp 173-192.
- Xepapades A. (1991). Environmental policy under imperfect information: Incentives and moral hazard. *Journal of Environmental Economics and Management* 20, pp 113-126.
- Xepapades A. (1997). *Advanced principles in environmental policy*. Edward Elgar, Northampton (Ma), 313p.
- Zhang Z.X. (1999). Should the rules of allocating emission permits be harmonised? *Ecological Economics* 31, pp 11-18.